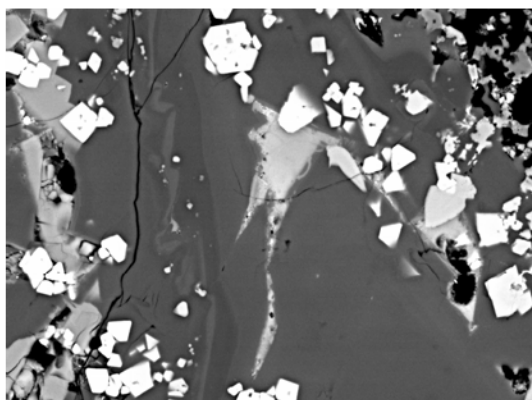




Salak-tartalmú építőanyag radioaktivitásának vizsgálata egy budapesti lakásban



TDK Dolgozat

Völgyesi Péter
ELTE TTK, Környezettudomány Szak
V. évfolyam

Témavezető:

Szabó Csaba, Ph.D.

ELTE TTK Kőzettani és Geokémiai Tanszék,
Litoszféra Fluidum Kutató Laboratórium

Konzulens:

Nagy Hedvig Éva, doktorandusz hallgató

ELTE TTK Kőzettani és Geokémiai Tanszék,
Litoszféra Fluidum Kutató Laboratórium

Budapest, 2009

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék.....	1
Ábrák –és táblázatok jegyzéke.....	3
1. Bevezetés.....	5
2. Irodalmi áttekintés.....	6
2.1. Sugárzások a környezetünkben.....	6
2.2. Dózis fogalmak.....	7
2.3. Építőanyagok gamma-sugárzása.....	8
2.3.1. Rádium ekvivalens (Ra_{eq}) index.....	10
2.3.2. Gamma index.....	11
2.4. A salak építőanyag jellemzése.....	11
2.5. Radon.....	12
3. Mintavétel.....	13
4. Alkalmazott vizsgálati módszerek.....	16
4.1. In situ mérések.....	16
4.1.1. Radon mérés aktív detektorokkal.....	16
4.1.2. Radon mérés nyomdetektorral.....	16
4.1.3. Gamma dózisteljesítmény mérés.....	17
4.1.4. Lakók sugárterhelésének meghatározása.....	17
4.2. Laboratóriumi mérések.....	18
4.2.1. Geokémiai módszerek.....	18
4.2.1.1. Szemcseméret eloszlás meghatározása száraz szitálással.....	18
4.2.1.2. Makroszkópos, sztereomikroszkópos és polarizációs mikroszkópos vizsgálat.....	18
4.2.1.3. Pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat (SEM).....	19
4.2.2. Fizikai módszerek.....	19
4.2.2.1. HPGe gamma spektroszkópia.....	19
4.2.2.2. A minta radon exhalációjának meghatározása folyadékszcintillációs spektrometriával.....	21
4.2.2.3. A minta radon exhalációjának meghatározása radon kamrás módszerrel.....	22
5. Eredmények.....	23
5.1. In situ mérések.....	23
5.1.1. Radon mérés aktív detektorokkal.....	23
5.1.2. Radon mérés nyomdetektorral.....	25
5.1.3. Gamma dózisteljesítmény mérés.....	25
5.1.4. A lakók sugárterhelésének meghatározása a mért gamma dózisteljesítmény értékek alapján.....	27
5.2. Laboratóriumi mérések.....	28
5.2.1. Geokémiai módszerek.....	28
5.2.1.1. Szemcseméret eloszlás meghatározása száraz szitálással.....	28
5.2.1.2. Makroszkópos és sztereomikroszkópos vizsgálat.....	29
5.2.1.3. Polarizációs mikroszkópos vizsgálat.....	30
5.2.1.4. Pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat (SEM).....	30
5.3.1. Fizikai módszerek.....	36
5.3.1.1. HPGe gamma spektroszkópia.....	36
5.3.1.2. A minta radon exhalációjának meghatározása folyadékszcintillációs spektrometriával.....	36
5.3.1.3. A minta radon exhalációjának meghatározása radon kamrás módszerrel.....	37
6. Diskusszió.....	38
7. Következtetés.....	41

Köszönetnyilvánítás	41
Irodalomjegyzék.....	42

Ábrák –és táblázatok jegyzéke

1. ábra. A ^{238}U bomlási sora. (http://www.downtheyellowcakeroad.org).....	7
2. ábra. A ^{232}Th bomlási sora. (http://www.downtheyellowcakeroad.org).....	9
1. Táblázat Építőanyagok átlagosan megvalósuló és maximálisan megengedett ^{226}Ra - ^{232}Th - ^{40}K -aktivitás koncentrációinak értékei (EC, 1999)	10
2. Táblázat Az aktivitás-indexekhez alkalmazott, különböző országokban használt súlyozó értékek (Jobbágy, 2007)	11
3. ábra. A radon keletkezése és migrációja az építőanyagokban, valamint az épületbe jutásának vázlatos ábrája (Nazaroff és Nero, 1988 után módosítva)	13
4. ábra. A vizsgált lakásban elvégzett mérések pontos helyszíne	15
5. ábra. A 7 db frakciót a küvetákban 3 héttel a mérés előtt lezártam a hozzáadott 10 ml desztillált vízzel, és 10 ml OptifluorO koktéllal együtt.	22
6. ábra. A radon koncentráció időbeli változása, in situ RAD7 mérés 2008.07.02	24
7. ábra. A radon koncentráció időbeli változása, in situ alphaguard mérés 2009.11.19-21	24
8. ábra. A lakás beltéri gamma dózisteljesítmény mérésének pontjai, és a pontokhoz tartozó eredmények a padlón (nSv/óra).....	26
9. ábra. A lakás beltéri gamma dózisteljesítmény mérésének pontjai, és a pontokhoz tartozó eredmények 1 m magasságban (nSv/óra).....	26
10. ábra. A nappaliban mért effektív dózisok értéke a magasság függvényében (nSv/óra) ...	27
3. Táblázat A számolt effektív dózis értékek(H_E) a magasság (M, méter) függvényében 10 cm-enként	27
4. Táblázat Az egyes helyiségekben mért gamma dózisteljesítmények átlaga	28
11. ábra. A salak minta száraz szitálással kapott 7 szemcseméret frakciója a folyadék szcintillációs méréshez használt 20 ml-es küvetákban.	29
12. ábra. A parketta alól származó “nyers” salak digitális fényképezőgéppel készített fotója.	29
13. ábra. A salak szemcsékre jellemző, mikroszkóposan elkülöníthető fázisok: a: általános szöveti kép, amelyen 1-es számmal feltüntettem a világosabb 1. fázist, 2-es számmal a sötétebb, mátrixként jelen levő 2. fázist; b: nagyobb nagyítású kép, amelyen a 2. fázisban található, világosabb 1. fázisok vannak.....	30
14. ábra. Egy salakszemcse általános szövetének visszaszórt elektronképe, az 1. fázis Ca, Al, Si gazdag, a 2. fázisban a Ca, Al, Si mellett megjelenik a Fe és Ti is, a 3. fázisban Ca, Al, Si, Fe, Ti, V, és az U jelenléte miatt kiszélesedett csúccsal rendelkező K található	31
15. ábra. A 3. szemcse spektruma (14. ábra), a K csúcson jól látható az urán jelenléte miatti kiszélesedés.	31
16. ábra. Egy Ca- és Si-tartalmú fázis (1) különböző fényerejű visszaszórt elektron képei, a: Az 1. pont a Ca-Si-tartalmú fázist jelzi, amely a különböző világosabb szemcsék közt több irányban ágazik el, és U-vall a peremén található, nagyobb U-tartalmú szemcsék vannak feltüntetve; b: a Ca-Si-tartalmú szemcse (1) gyengébb fényerejű képe, amelyen a különböző nyíllal jelölt részek az urán-tartalmú szemcséket jelzik, amelyek döntően a Ca- Si-tartalmú fázis peremén helyezkednek el.....	32
17. ábra. A Ca-Si-tartalmú fázis EDS spektruma.....	32
18. ábra. A 1. fázis peremén található nagyobb urán-gazdag szemcse EDS spektruma	33
19. ábra. Két urán-tartalmú szemcse és környezete különböző fényerejű visszaszórt elektronképe, a: A két urán-tartalmú szemcse környezetét bemutató fázisok: 1: Mg, Al, Si, Ca, Ti, Fe tartalom, 2: Mg, Al, Si, Ca, és az 1. fázishoz képest nagyobb Fe- és Ti-tartalom, 3: Mg,	

Al, Si, Ca, és a 2. fázishoz képest nagyobb Ti- és Fe-tartalom, b: sötétített kép, amelyen jól látszik a két egyenként 2,5-3 μm nagyságú, egymás mellett elhelyezkedő nagy urán -tartalmú szemcse.....	33
20. ábra. A 19. ábrán látható 2,5-3 μm nagyságú urán-tartalmú szemcse EDS spektruma	34
5. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 1. csoport, amelyben az urán a vanádiummal jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.	35
6. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 2. csoport, amelyben az urán a kénnel jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.....	35
7. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 3. csoport, amelyben a Si, Ti, Al, Fe, Mg, Ca mellett nagy mennyiségű urán jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.	36
8. táblázat: A salak-minta ^{226}Ra , ^{232}Th és ^{40}K tartalmának fajlagos aktivitása (Bq/kg), és a számolt Ra_{eq} (Bq/kg) és aktivitás koncentráció index (I)	36
9. Táblázat A mérés során a frakciókból mért CPM (Counts Per Minute) értékek és a minta egyes frakcióinak fajlagos radon exhaláció értékei(Bq/kg):	37
21. ábra. A salak minta feletti levegő radonaktivitás-koncentrációjának mérése	37
10. Táblázat a minta fajlagos radon exhalációja (FRE, Bq/kg) és a kiszámításhoz szükséges adatok	37
C_m : a minta feletti levegő radon koncentrációja a kamrában a mérés során (Bq/m^3), C_h : a mérés előtt mért háttérkoncentráció értéke abban a helyiségben, ahol a mérés történik (Bq/m^3), V_{det} : a detektor, a páralekötő és a használt csövek térfogata (m^3), V_{net} : a kamra térfogata – a minta térfogata (m^3), C_{lev} : a radon koncentráció értéke a bezárt kamrában a detektor hozzákapcsolása előtt (Bq/m^3), m: a minta tömege (kg), E: a minta radon exhalációja Bq egységben	37
11. táblázat. A vizsgált minta rádium ekvivalens értéke, összehasonlítva nemzetközi adatokkal	38
12. Táblázat Somlai és munkatársai a Dunántúli régióban végzett építőanyagok radioaktivitásával kapcsolatos kutatásainak adatai: ^{40}K , ^{232}Th , ^{226}Ra fajlagos aktivitások (Bq/kg), aktivitás koncentráció index, és a számolt effektív dózisok (H_E) mSv/év-ben, összehasonlítva az általam vizsgált salak minta eredményeivel.	39

1. Bevezetés

2008 nyarán lakossági körből felkeresték az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Karának Közettani és Geokémiai Tanszékén működő Litoszféra Fluidum Kutató Laboratóriumot, hogy végezzük el egy budapesti lakás radiometriai felmérését. A beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációjának meghatározása során az átlagtól eltérő értéket nem tapasztaltunk. Kiegészítő vizsgálatként elvégeztük a beltéri gamma dózisteljesítmény mérését is, ez azonban nem várt eredményeket hozott. A mért értékek átlagban 3-szor nagyobbak voltak, mint a lakóépületekben mért gamma-dózisteljesítmény magyarországi átlaga (Nikl, 1999). A megnövekedett gamma-dózisteljesítmény forrásaként egyértelműen a nappali parkettája alatt található salakot azonosítottuk.

Manapság egyre inkább előtérbe kerülnek az embert érő különböző “indoor” szennyezések és ezek forrásai, ennek köszönhetően a lakossági felkérések száma is növekszik. Magyarországon a XX. század második felében olyan intézkedések történtek, amelyek következtében a másodlagos nyersanyagok felhasználása nem a megfelelő módon történt, így kohósalakok és erőművi pernyék ellenőrizetlenül az építőanyagokba kerültek, ezzel növelve a lakosság sugárzás és nehézfémek okozta kitétségét (Somlai et al., 2006; Jobbágy, 2007). Egyre nagyobb az érdeklődés a közvetlen környezetünket érintő szennyeződésekkel kapcsolatban, ilyen a sokszor emlegetett építőanyagok egészségre gyakorolt káros hatása. Az építőanyagok, illetve az építőanyagokhoz kevert adalékanyagok kisebb-nagyobb mértékben tartalmazhatnak radioaktív izotópokat, amelyek növelhetik az emberek beltéri radioaktív kitétségét (Kovler et al., 2002). A témában megjelent számos publikáció utal a problémakör jelentőségére (Somlai et al., 1997; Petropoulos et al., 2001; Kovler et al., 2002; Breitner et al., 2006; stb.). Magyarországon az 1960-as Építéstügyi Minisztériumi utasítás ugyan megtiltotta a nagy rádium koncentrációjú szénsalakok építőanyagként történő felhasználását, azonban ezt a felszólítást a magán és az állami építkezések során is figyelmen kívül hagyták (Jobbágy, 2007). Magyarországon a XX. század végéig folyamatosan használták az egyes erőművekből származó maradékanyagokat építőipari adalékanyagként, mivel alkalmazásuk gazdasági szempontból kedvező volt és akkoriban még nem volt biztosított a megfelelő jogi, társadalmi vagy akár tudományos háttér az ilyen anyagok alkalmazásával szemben.

Dolgozatomban egy budapesti lakásban vézett in situ radiometriai mérési adatokat és lakásból származó salak laboratóriumi - fizikai és geokémiai - vizsgálati eredményeit mutatom be.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Sugárzások a környezetünkben

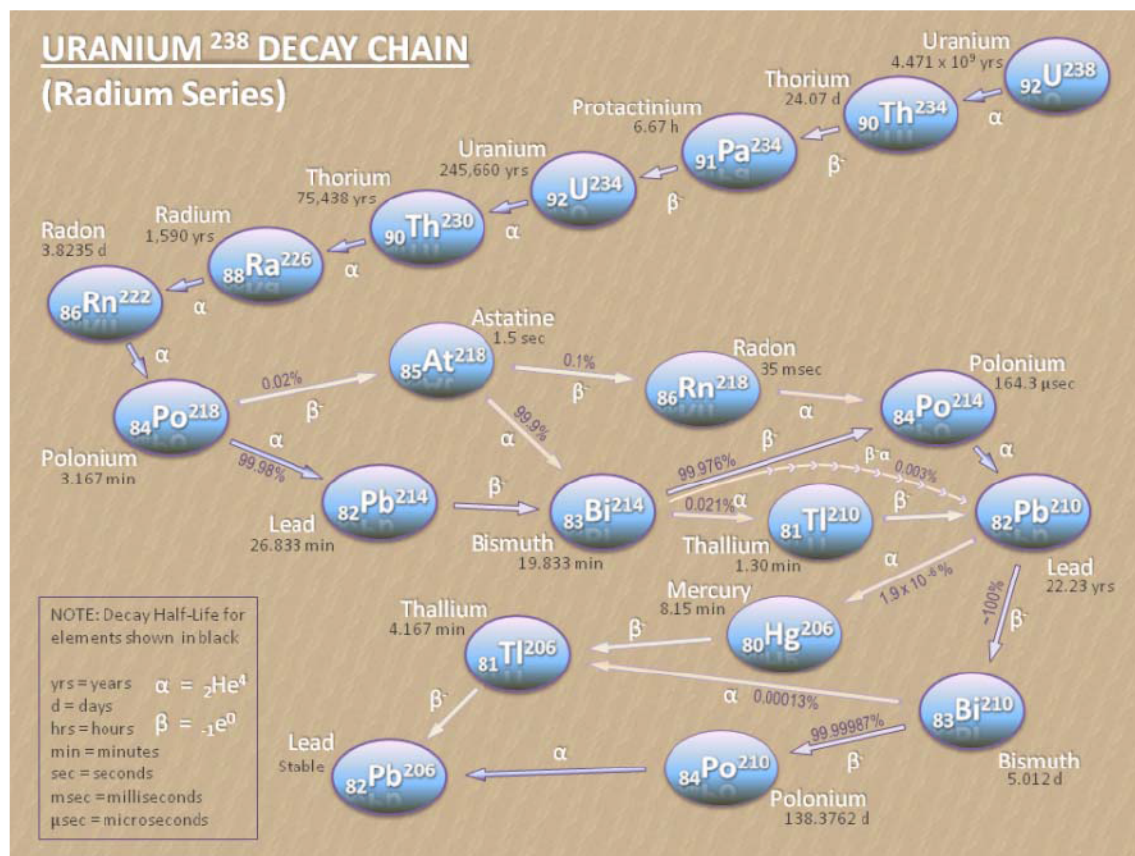
Alapvetően megkülönböztetünk természetes és mesterséges radioaktív sugárzásokat. A mesterséges sugárzás 98%-ával az orvosi diagnosztika során találkozunk, a maradék 2% pedig szétoszlik a légköri atomfegyver kísérletek, a csernobili katasztrófa és az atomenergiából származó sugárterhelés között (Köteles, 1994). A lakosságot érő sugárterhelés döntően (68%) természetes eredetű, ezen belül elkülönítünk földi és kozmikus sugárzást. A földi sugárzás a Föld korával összemérhető, máig le nem bomlott, terasztrialis radioizotópokból származik, a kozmikus sugárzás a világegyetemből származó, kozmikus sugárzás hatására keletkező kozmogén izotópokból tevődik össze, primer és szekunder komponensek alkotják. A primer komponensek közé tartoznak a világűrbeli érkező részecskék, döntően protonok és hélium atommagok, valamint nagy energiájú elektronok és más atommagok. A szekunder komponensek az atmoszféra vagy a csillagközi köd atomjainak kölcsönhatása során keletkeznek. Ide tartoznak a kisebb atommagok, pionok és a gamma sugárzás is (Patkós, 2007).

A lakosságot érintő természetes eredetű háttérugárzásból eredő effektív dózis egész Földre vonatkoztatott átlagos értéke 2,4 mSv/év*. Ennek majdnem 50%-a (46 %) a beltérek (lakások, munkahelyek, raktárak, stb.) levegőjében lévő radonnak és bomlástermékeinek a belégzéséből származik (Köteles, 1994, Marx, 1996).

A radioaktív sugárzásoknak három fajtáját különböztetjük meg: α , β , és γ sugárzást. Az α részecskéknek fajlagosan nagy az ionizáló képességük, viszont hatótávolságuk kicsi, ennek köszönhetően már egy papír lap, vagy az emberi bőr felső hámrétege is elnyeli, amelynek köszönhetően élettani hatása csak akkor számottevő, ha a sejtek közvetlenül vannak kitéve az α -sugárzás károsító hatásának (Köteles, 1994). A radon elsősorban leányelemein keresztül fejti ki egészségkárosító hatását, hiszen azok a tüdőben található hörgők falára rakódnak, és α -sugárzásuk révén növelik a tüdőrák kialakulásának kockázatát. A β -bomlás során kisebb energiájú elektron távozik, amelynek már nagyobb a hatótávolsága is.

A radioaktív bomlási sorok mindegyikében találunk gamma-sugárzó izotópot. Az ^{238}U esetében (1. ábra) a legfontosabb gamma sugárzó a ^{214}Pb és ^{214}Bi , a ^{232}Th bomlási sorában (2. ábra) pedig a ^{212}Pb , ^{212}Bi és a ^{208}Tl bocsájtja ki a legjelentősebb gamma-sugárzást. A ^{40}K szintén gamma sugárzó. A gamma sugárzás átlagos hatótávolsága fordítottan arányos az anyag sűrűségével, továbbá a gamma energia csökkenésével csökken (Várhegyi, 2001). A

sugárzások közül a legnagyobb hatótávolsága a γ -sugárzásnak van (Marx, 1996). Magyarországon egy ezer elemű felmérés alapján a lakóépületekben mért gamma-dózisteljesítmény számtani középértéke 155 nSv/h (Nikl, 1999).



1. ábra. A ²³⁸U bomlási sora. (<http://www.downtheyellowcakeroad.org>)

2.2. Dózis fogalmak

A sugárzás energiát hordoz, amely a különböző anyagokkal kölcsönhatva átadódik. Ha egy anyagot radioaktív sugárzás ér, energiájának egy része elnyelődik az anyagban és a tapasztalatok alapján az elnyelt energiával arányos a bekövetkező biológiai változás. A károsodás becslésére az elnyelt energia adaggal (dózissal) arányos mennyiségeket használunk (Somlai et al., 1999). A sugárzások hatásainak meghatározásakor elsődleges fogalom a tömegegységenként elnyelt energia, az elnyelt dózis. Ennek jele: D, mértékegysége 1 joule/kg, egysége a Gray: Gy. 1 Gy = 1J/kg. Egy adott sugárzás dózisa mindig függ attól, hogy milyen közegben nyelődött el (Kiss et al., 2001). A várható károsodás szempontjából tehát nem mindegy, hogy a sugárzás melyik szervet, vagy szövetet éri, ill. maga a sugárzás minősége is meghatározó. A legkárosabb az alfa-sugárzás, mert a gamma-sugárzáshoz

viszonyítva azonos elnyelt energia esetén közel 20-szor nagyobb biológiai károsodást okozhat (Somlai et al., 1999). A biológiai hatás meghatározására használják a dózisegyenérték fogalmát, amely megadja, hogy az adott sugárzás milyen dózisu gamma-sugárzással egyenértékű biológiai károsító hatást keltett. Ennek jele: H, egysége Sievert (Sv):

$$H = Q * D \quad (1. \text{ egyenlet})$$

ahol Q a sugárzás típusára jellemző állandó, értéke béta-és gamma-sugárzásra 1, természetes alfa-sugárzásokra pedig 20.

A test bizonyos szövetei, ill. szervei máshogy reagálnak a radioaktív sugárzásokra, ezért ezeket a szerveket máshogy kell súlyozni az egyed egészségkárosodásakor, így eltérő kockázatonövelő hatásuk van. Az egésztest effektív dózisegyenérték az összes szövetre átlagolt dózisegyenérték. Jele: H_E (Kiss et al., 2001):

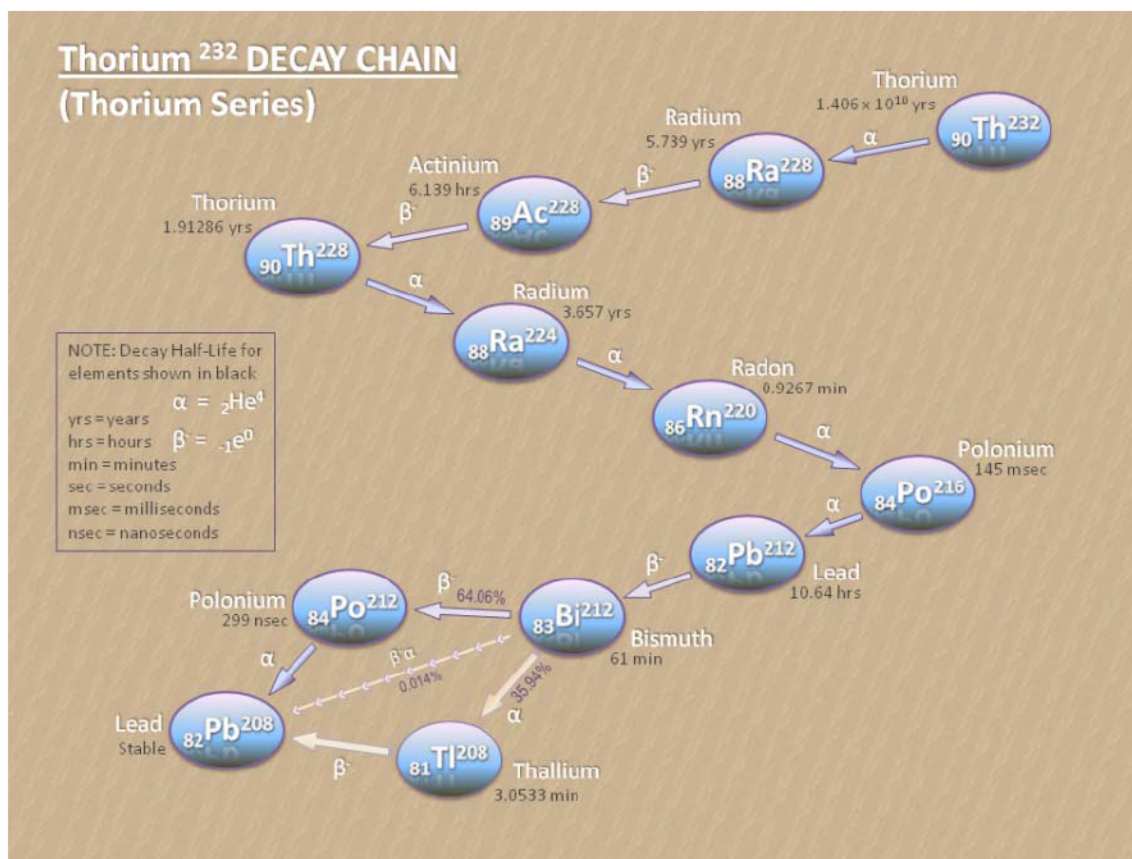
$$H_E = \sum w_t H_t \quad (2. \text{ egyenlet})$$

Ahol w_t a különböző szövetekre jellemző súlyfaktor. A dózisok mennyiségét figyelembe véve a félhalálos dózis az a dózis, amely 30 napon belül 50 % valószínűséggel halálos. Emberre vonatkozóan a félhalálos dózis 4-5 Sv. A természetes sugárdózis 2,4 mSv dózisegyenérték évente. A Nemzetközi Sugárvédelmi Bizottság ajánlása értelmében a sugárveszélyes munkakörben dolgozók megengedett éves dózisa 50 mSv, de sok éves átlagban csak 25 mSv engedhető meg. A lakosságra vonatkozóan az effektív dózisegyenérték korlát 5 mSv. Tehát ~2 mSv a természetes dózis, 50 mSv a sugárzási munkakörben dolgozók éves megengedett dózisa, 1 Sv felett súlyos hatás, 4-5 Sv esetén pedig a már említett félhalálos dózissal beszélünk. Lakossági körökben a sugárterhelésnek 5 mSv alatt kell lennie az 1 mSv alatti dózisok pedig már kicsinek számítanak (Kiss et al., 2001).

2.3. Építőanyagok gamma-sugárzása

Az emberiség megjelenése óta ki van téve a különböző sugárzásoknak, többek között a kozmikus sugárzásnak, illetve a földkéreg természetes radionuklidjaiból származó sugárzásnak (Nikl I., 1999). A bennünket érő sugárterhelés egyik lehetséges forrása az építőanyagokba került radionuklidok (urán és/vagy tórium sor (1. és 2. ábra) tagjai, ^{40}K) gamma sugárzása (Kumar et al., 2003). Ennek köszönhetően az elmúlt évtizedekben egyre inkább a figyelem középpontjába került az építőanyagok radioaktív izotóp tartalmának vizsgálata (UNSCEAR, 1993). Az ipari folyamatok során keletkező maradékanyagok radioaktivitása sok esetben szignifikánsan nagyobb, mint a háttér értékek. A földkéregre vonatkozó világátlag a rádium-, tórium- és a kálium-tartalmat tekintve kb. 40 Bq/kg, 40 Bq/kg

és 400 Bq/kg (EC, 1999). Az urán bomlási sorában radiológiailag a ^{226}Ra -mal kezdődő szakasz a legfontosabb, emiatt gyakran a rádium alapján határozzák meg az egyes határértékeket (Kovler, 2007). A ^{226}Ra , ^{232}Th , és ^{40}K aktivitás koncentrációját az építőanyagokra vonatkozó sugárvédelmi EU irányelv határozza meg, amelynek átlagos és maximális aktivitás koncentrációit az 1. táblázat foglalja össze (EC, 1999).



2. ábra. A ^{232}Th bomlási sora. (<http://www.downtheyellowcakeroad.org>)

1. Táblázat Építőanyagok átlagosan megvalósuló és maximálisan megengedett ^{226}Ra - ^{232}Th - ^{40}K -aktivitás koncentrációinak értékei (EC, 1999)

Építőanyag	Átlagos aktivitás koncentrációk (Bq/kg)			Maximális aktivitás koncentrációk (Bq/kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Beton	40	30	400	240	190	1600
Gázbeton és könnyített beton	60	40	430	2600	190	1600
Vályogtégla	50	50	670	200	200	2000
Mészhomok tégla	10	10	330	35	30	700
Természetes építőkövek	60	60	640	500	310	4000
Természetes gipsz	10	10	80	70	100	200
Foszfogipsz	390	20	60	1100	160	300
Habosított kohósalak	270	70	240	2100	340	1000
Porszén hamu (tégla)	180	100	650	1100	300	1500
Agyag (világátlag)	50	50	670			

Különböző nemzetközi ajánlások korlátokat állapítanak meg az építőanyagok radionuklid koncentrációira. Az építőanyagok sugárvédelmi minősítése úgynevezett indexekkel történik, amelyek esetén az egyes izotópok aktivitás koncentrációját veszik figyelembe. Az indexek az egyes országokban eltérők lehetnek (Jobbágy, 2007).

2.3.1. Rádium ekvivalens (Ra_{eq}) index

Ezt az indexet Hamilton definiálta (Hamilton, 1971) annak érdekében, hogy megkapja a különböző ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th tartalmú építőanyagok teljes radioaktivitását, így lehetővé vált az építőanyagok összehasonlítása (Kumar et al., 1999). Sok országban elterjedt a rádium ekvivalens index (Ra_{eq}) használata. A rádium ekvivalens indexben az egységnyi ^{226}Ra és leányelemei által okozott dózisteljesítmény alapján súlyozzák a ^{232}Th és leányelemei, valamint a ^{40}K aktivitás koncentrációja által okozott dózisteljesítményt és így összegzik (3. egyenlet):

$$Ra_{eq} = C_{Ra-226} + 1,26 \cdot C_{Th-232} + 0,086 \cdot C_{K-40} \quad (3. \text{ egyenlet}),$$

ahol C az aktivitás koncentráció Bq/kg-ban. A házépítéshez ajánlott határérték $<370 \text{ Bq/kg}$. Világszerte számos felmérés született a rádium ekvivalens aktivitás meghatározása érdekében (OECD, 1979; Krieger, 1981; Beretka és Mathew, 1985; Kumar et al., 1999; Hewamanna et al., 2001;). A ^{40}K , ^{232}Th , és a ^{226}Ra természetesen jelenlévő radioaktív atommagok pontos megismerése az adott talajban, kőzetekben és az építőanyagokban jelentős szerepet játszik a

sugárzás elleni védekezés kialakításában, valamint a mérések pontos tervezésében és végrehajtásában (Kumar et al., 2003).

2.3.2. Gamma index

Legelterjedtebben azokat az indexeket használják, amelyekben a súlyozott aktivitás koncentrációk összegének ≤ 1 -nek kell lennie:

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{I_{Ra-226}} + \frac{C_{Th-232}}{I_{Th-232}} + \frac{C_{K-40}}{I_{K-40}} \quad (4. \text{ egyenlet}),$$

ahol C az adott izotóp mért aktivitás koncentrációja Bq/kg-ban. I(x) egy fix paraméter Bq/kg egységben, amelynek értéke, amint azt a 2. táblázat mutatja, országonként jelentősen eltérhet.

2. Táblázat Az aktivitás-indexekhez alkalmazott, különböző országokban használt súlyozó értékek (Jobbágy, 2007)

Ország	I_{Ra-226} (Bq/kg)	I_{Th-232} (Bq/kg)	I_{K-40} (Bq/kg)
Ausztria	1000	670	10000
Finnország	300	200	3000
Luxemburg	350	250	5000
Norvégia	300	300	3000
Svédország	(300)	(700)	(10000)

Dolgozatomban az ún. aktivitás koncentráció indexet használom, amely az Európai Unió által ajánlott index és lakásépítésnél felhasználható anyagok esetén a gamma indexben a 2. táblázatban közölt finn súlyozó tényezőket alkalmazza (EC, 1999, 5. egyenlet):

$$I = \frac{C_{Ra-226}}{300} + \frac{C_{Th-232}}{200} + \frac{C_{K-40}}{3000} \leq 1 \quad (5. \text{ egyenlet})$$

Amennyiben az értékek meghaladják az indexben megszabott értéket, minden szempontra kiterjedő vizsgálat alapján lehet dönteni az építőanyag felhasználhatóságáról. Azon anyagok esetében, amelyek a dózisteljesítmény értékét megnövelik, három szintet különítenek el. Az építőanyagok radionuklid tartalmának világátlagát veszik alapul (ez a jellemző szint) és ennek kétszeresénél (I. kiemelt szint), valamint négyszeresénél (II. kiemelt szint) vizsgálják a sugárterhelés növekedését (Jobbágy, 2007).

2.4. A salak építőanyag jellemzése

Salaknak nevezzük a nyersszén éghetetlen ásványi anyagából a tüzelőtérben keletkezett maradékot (összetapadt szemcsék). Kohászati salak az ércek meddő alkotórészeinek, valamint a fémolvadékból eltávolítandó, nem kívánatos elemeknek folyékony állapotban keletkező, majd megdermedő elegye (Lengyel, 2005). A széntüzelésű erőművekben a

maradékanyagok keletkezése döntően függ a tüzelőanyag összetételétől és az egyes tüzelő berendezések paramétereitől. A szénpor tüzelésű erőművek melléktermékei közül a salak durvább szerkezetű. A kémiai összetételt tekintve a szénporból származó SiO_2 60-90 tömeg %-ban a salak alkotója lesz. A salakok szemcsenagysága tág mérettartományt fed le (50 μm -tól akár cm-ig) (Kovács, 1998).

A salak kapcsán mindenképp beszélni kell a kőszénről, amelyből ez az anyag létrejött. Az elégetett szénből származó melléktermék egyik fontos jellemzője az urán-tartalom, ami a szenek természetes velejárója. Magyarországon a legkisebb urán-tartalma a mátrai és bükkaljai lignitnek, valamint az észak-magyarországi barna kőszénnek van, értéke csupán néhány g/t. Kicsinek mondható (10 g/t) a mecseki fekete kőszén urán-tartalma is. A dunántúli eocén barna kőszén urán-tartalma 10 g/t-től 400 g/t-ig terjed, amely már igen jelentős értéknek számít. Magyarországon a legnagyobb urán-tartalmú kőszén az ajkai, amelynek átlagos mennyisége néhány 100 g/t körüli, viszont maximális értéke elérheti az 1 kg/t értéket is, ami a világtátlagnál 5-10-szer nagyobb érték (Majoros, 1993; Bódizs et al., 1993). Mivel az égetés során a már eleve megemelkedett (a világtátlaghoz képest) urán koncentrációjú szén ég el, a maradékanyagokban (pernye, salak) további 3-5-ször nagyobb lesz a radioaktív izotópok száma, mint égetés előtt. Az ilyen óriási urán-tartalmú kőszénből származó melléktermék építőanyagként való felhasználása komoly kockázatot jelent a lakók egészségére, elsősorban radon kibocsátásuk miatt (Somlai et al., 1998; Papp és Dezső, 2003).

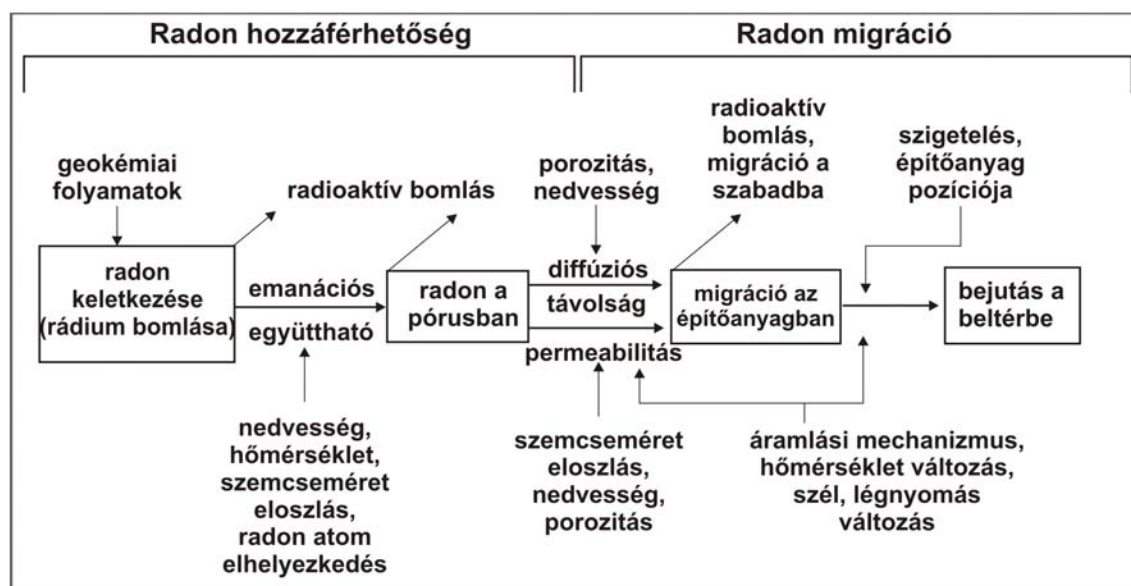
2.5. Radon

A radon az egyik legjelentősebb forrása a beltéri sugárterhelésnek (Köteles, 1994), radioaktív nemesgáz, ami a ^{238}U bomlási sorába tartozó ^{226}Ra alfa-bomlásával keletkezik. A radon további bomlásával jönnek létre a radon rövid felezési idejű leányelemei (1. és 2. ábra). A radon egészségre gyakorolt káros hatása, a belőle keletkező rövid felezési idejű leányelemeknek köszönhető.

A ^{218}Po , ^{214}Po elektromosan töltött fémek, amelyek kiülnek a levegőben található aeroszol részecskékre és belélegzésükkel a tüdő falán megtapadhatnak és helyben leadva az α -sugárzásukból eredő nagy energiát növelhetik a tüdőrák kialakulásának kockázatát (Cohen, 1998; Hampson et al., 1998). Dohányosok esetében ez a kockázat hússzorosa a nem dohányzók esetében tapasztaltak (US EPA, 1992). A radont és bomlástermékeit ma meghatározó beltéri veszélyforrásként tartják számon (Lévesque, 1997).

A talajban, kőzetekben, építőanyagokban képződő radon gáz egy része a szemcsékből kijut a pórusterbe (emanáció) és onnan a felszínt elhagyva a belső vagy külső légterbe (exhaláció).

Talajok esetében az emanáció 5-70% között (Megumi és Mamuro, 1974; Markkanen és Arvela, 1992; Greeman et al., 1996; Schumann és Gundersen, 1996), az exhaláció 0,0002 és 0,07 Bq/m²s között változik (Lévesque et al., 1997). A kőzetekben és talajokban keletkező radon eltávozása azonban nagymértékben függ a geológiai környezettől (Lévesque et al., 1997). A kültérbe jutó radon gyorsan eloszlik, így nem képes felhalmozódni. Belső terekben azonban jelentősen feldúsulhat, ezáltal komoly kockázatot jelent az ott lakók, dolgozók és tartózkodók számára (Wanner, 1993). A radon beltérbe jutását számos paraméter befolyásolhatja. Ezeket a paramétereket és a radon keletkezésétől a beltérbe jutásának folyamatát a 3. ábra szemlélteti.



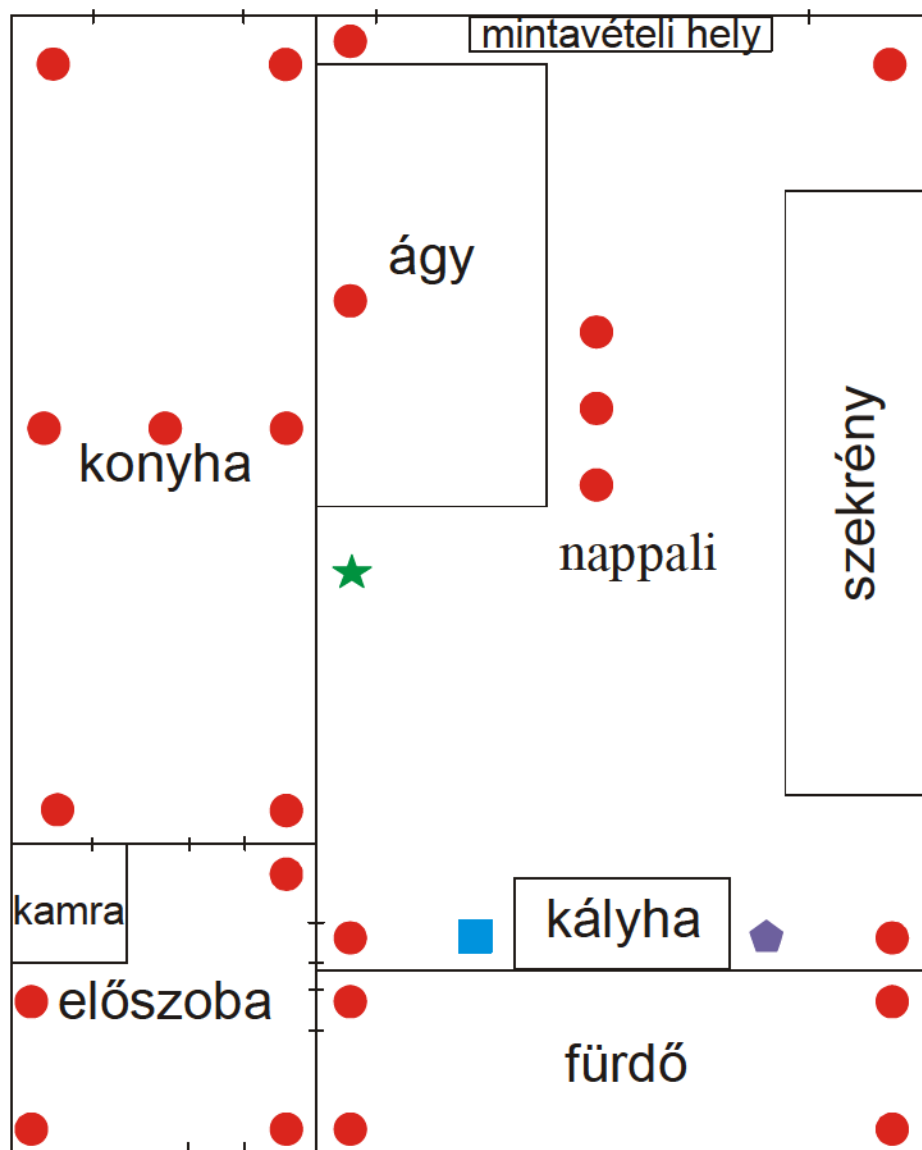
3. ábra. A radon keletkezése és migrációja az építőanyagokban, valamint az épületbe jutásának vázlatos ábrája (Nazaroff és Nero, 1988 után módosítva)

Építőanyagok esetében az emanáció és exhaláció értéke a talajokhoz hasonló értékek között változik. A beltéri radon fő forrása az épület alatti talaj és kőzet (Jedrychowski et al., 1995). Bizonyos esetekben azonban az építőanyagok jelentősen hozzájárulhatnak a belső térben radonaktivitás-koncentráció kialakulásához (Németh et al., 2000; Chauhan et al., 2003; Somlai et al., 2006).

3. Mintavétel

A vizsgált helyszín egy Budapest XI. kerületében található első emeleti lakás. A lakóház építésének ideje a 60-as évek elejére tehető. A lakásban 4 helyiség található: előszoba, fürdőszoba, konyha és nappali (ami egyben a hálószoba is), amelyek alapterülete 36 m². A mintavételi pontokat egy, a nappaliról elkészített ábra alapján mutatom be (4. ábra). A lakás minden helyiségében elvégeztük a gamma dózisteljesítmény meghatározását, de kiugró

értékeket csak a nappaliban tapasztaltunk. A nappaliban parketta, a többi helyiségben csempe található a kb. 10 cm vastagságú salak réteg felett, amelyet szigetelőanyagként alkalmaztak a ház építése során. A salak eredetéről nem állnak rendelkezésre információk. Az ábrán feltüntettem a gamma-dózisteljesítmény mérések pontos helyét (kör), a kihelyezett aktív radon detektorok helyét (RAD7: ötszög, AlphaGuard: négyzet), a passzív radon detektor helyét (csillag), és a parketta alatti salak pontos mintavételi helyét. A salakminta mennyiségét tekintve körülbelül 0,1 kg-ot tudtunk venni. A salakminta a néhány nagyobb darabtól eltekintve döntően apró szemcsékből áll (szemcseátmérő kisebb, mint 2 cm). A vett mintát semmilyen kémiai kezelésnek nem vettem alá, száraz szitálással meghatároztam a szemcseméret eloszlást. A szeparált szemcsék egyes frakcióiból pásztázó elektronmikroszkópos felvételeket készítettem. A teljes minta radon-exhalációját radon kamrás módszerrel vizsgáltam, az egyes frakciókból pedig vízbe történő radon exhaláció mérést végeztem.



4. ábra. A vizsgált lakásban elvégzett mérések pontos helyszíne

- gamma dózisteljesítmény mérési pontok
- ★ a passzív radon detektor helye
- az AlphaGUARD radon detektor helye
- ⬡ a RAD7 radon detektor helye

4. Alkalmazott vizsgálati módszerek

4.1. *In situ* mérések

4.1.1. Radon mérés aktív detektorokkal

A beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációját RAD7 és AlphaGUARD Pro radon detektorokkal mértem. Mindkét műszerrel meghatározható a levegő radonaktivitás-koncentrációja Bq/m³-ben, a statisztikus hiba, hőmérséklet, páratartalom és a légnyomás értéke. A RAD7 egy Si-félvezető detektor segítségével detektálja a radon leányelemeinek α -sugárzásából származó energiáit. Az energiát elektromos jellé alakítja, majd csatornába rendezi.

Az AlphaGuard hasonló elven működik, de a Si félvezető helyett ionizációs kamrát használ a beérkező α -sugárzás energiájának detektálására. A műszer 2 Bq/m³ - 2 MBq/m³ tartományban alkalmas a radon koncentráció mérésére. A mérést diffúziós üzemmódban végeztem és az integrálási idő 10 perc volt. A műszer a RAD7-nél pontosabban számolja ki a mérés statisztikus hibáját.

4.1.2. Radon mérés nyomdetektorral

A passzív radon mérést RSKS típusú radon detektorral végeztem, amely egy szilárdtest nyomdetektor. A detektor anyaga egy speciális polimer, amelynek molekuláris szerkezetében az α -sugárzás maradandó nyomot hagy. A keletkezett nyom megfelelő vegyi eljárásokkal felnagyítható, és egy külön erre a célra kialakított nyomszámláló egységgel megszámlálható. A Radosys Kft. által gyártott RSKS típusú detektor egy műanyag tartó egységben van elhelyezve. A detektort 2008. július 2-án helyeztem ki, és 2009 szeptember 25-én gyűjtöttem be, tehát a mérés ideje mind a négy évszakra kiterjedt. Az expozíció után a műszert az Országos 'Frederic Joliot Curie' Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutatóintézetben (OSSKI) értékeltem ki. A kémiai kezelés során a detektor maratását 4 liter desztillált víz és 1 kg NaOH oldatában végeztem, ahol a maratási hőmérséklet 86 °C fok volt, a maratási idő pedig 5 óra. Az eljárás során felnagyított nyomokat a Radosys Kft. által gyártott Radometer 2000 típusú mikroszkóp és a hozzá tartozó számítógép értékelte ki, amely a számolás végén megadta a detektoron található nyomok sűrűségét (nyom/mm²). A kapott nyomsűrűséget megszorozva a detektorra jellemző kalibrációs faktoral, megkapjuk a besugárzás értékét kBq/m³-ben, amelyet elosztva a mérési idővel, és 1000-rel megszorozva megkapjuk a radon koncentrációt Bq/m³-ben. A mérés hibája a Radosys Kft. (Radosys, 2008) leírásában 15%,

viszont az OSSKI ~250 mérését alapul véve a hiba 20-25 % körüli érték. A kapott eredménynél 25 %-os hibát vettem figyelembe.

$$Rn_{\text{exp}} = n_{ys} * KF \quad (6. \text{ egyenlet})$$

$$RAK = Rn_{\text{exp}} * 1000 / 24 / T \quad (7. \text{ egyenlet})$$

ahol Rn_{exp} = radon expozíció (kBqh/m³), n_{ys} = nyomsűrűség (nyom/mm²), KF = kalibrációs faktor, RAK = radonaktivitás-koncentráció (Bq/m³), T = mérési idő (nap)

4.1.3. Gamma dózisteljesítmény mérés

Az in situ gamma dózisteljesítmény meghatározásához szcintillációs detektort tartalmazó gamma-sugárzás mérő műszert használtam. A berendezés egy kicsi és könnyű FH 40 G-L10 típusú mérőműszerből áll. A műszer 2 db 1,5 V-os ceruzaelemmel működik. Az alapműszer a gamma sugárzás dózisának és dózisteljesítményének mérésére szolgál, proporcionális detektort tartalmaz, érzékenysége kicsi. A műszerhez egy szcintillációs mérőfej csatlakoztatható, amely nagyérzékenységű méréseket biztosít. Ilyen összeállításban „ext” (external) felirat látható és a mérések érzékenysége kb. 600-szorosa az alapműszer érzékenységének. A műszer -10°C és +45 °C hőmérsékleti tartományban működik megfelelően. A műszer segítségével meghatározhatjuk az effektív dózist.

A módszer segítségével a lakás helyiségeiben ~50 ponton határoztam meg a gamma dózisteljesítményt nSv/óra dimenzióban, a padlón és a padlótól számított 1 méter magasságban (4. ábra).

4.1.4. Lakók sugárterhelésének meghatározása

Bizonyos esetekben, ha a radiometriai mérés során az átlagnál nagyobb, esetleg kiemelkedően nagy értékeket tapasztalunk, elengedhetetlen a lakók sugárterhelésének meghatározása. Jelen esetben a gamma sugárzásból származó dózist határoztam meg. A gamma dózisteljesítmény meghatározása során az eredményeket nSv/órában kaptam meg, a használt műszer az effektív dózist határozza meg. Számolásaim elsősorban a lakás nappalijára terjednek ki, innen származik a vizsgált salak minta. Ettől függetlenül elvégeztem a számolásokat a konyhára, előszobára és fürdőszobára vonatkozóan is. A számítás során a padlón és egy méter magasságban mért adatok átlagát vettem figyelembe. A két adatot ábrázoltam a magasság függvényében 1,7 méterig 0,1 m-es felbontásokban, majd a két értékre exponenciális trendvonalat illesztve megkaptam az egyenes egyenletét:

$$y = e^{(-a*x)} \quad (8. \text{ egyenlet})$$

Így az egyenlet segítségével kiszámoltam a többi magasságra is a gamma dózisteljesítmény értékét. Annak függvényében, hogy a lakó áll, alszik, vagy ül, különböző esetekre kiszámoltam az effektív dózis értékét éves szinten, a kapott eredményeket különböző modelleken keresztül mutatom be. Ismert, hogy a lakosság mesterséges forrásokból származó sugárterhelése nem haladhatja meg az 1 mSv/év effektív dózist (Kiss et al., 2001). A kapott átlagértékekből kivontam az OSSKI ezer elemű beltéri felmérése alapján mért dózisteljesítmény számtani középértékét, ami 155 nSv/óra.

4.2. Laboratóriumi mérések

Laboratóriumi méréseim során geokémiai és fizikai vizsgálatokat végeztem a salak mintán. A már említett, nagyjából 0,1 kg tömegű, parketta alól vett mintát az alábbi módszerekkel vizsgáltam.

4.2.1. Geokémiai módszerek

4.2.1.1. Szemcseméret eloszlás meghatározása száraz szitálással

A kapott minta felét (0,05 kg) 6 tagú szitasoron Frisch típusú rázógép segítségével 7 szemcseméret frakcióra (<0.063 mm, 0.063-0.125 mm, 0.125-0.25 mm, 0.25-0.5 mm, 0.5-1 mm, 1-2 mm, >2 mm) bontottam, ahol ennek megfelelően a szitasor tagjainak résátmérője: 2 mm, 1 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm, 0,063 mm. A szitálás időtartama 30 perc volt. A módszer segítségével a kapott szemcseméret frakciókat további vizsgálatoknak vettem alá: a frakciónként szeparált szemcséket pásztázó elektronmikroszkóppal elemeztem, továbbá az egyes frakciók desztillált vízben történő radon-exhalációját folyadékszcintillációs spektrometriával határoztam meg.

4.2.1.2. Makroszkópos, sztereomikroszkópos és polarizációs mikroszkópos vizsgálat

A makroszkópos megfigyeléseket kiegészítő vizsgálatokhoz egy NIKON CoolPIX digitális fényképezőgéppel felszerelt NIKON SMZ 800 típusú sztereomikroszkópot és egy NIKON DS-Fi1 digitális kamerával felszerelt NIKON Eclipse LV100 POL típusú közzettani polarizációs mikroszkópot használtam (ELTE TTK, Közzettani és Geokémiai Tanszék, Litoszféra Fluidum Kutató Laboratórium).

4.2.1.3. Pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat (SEM)

A szítálás utáni frakciókból, kétkomponensű epoxi gyantába beágyazott, ~120-150 μm vastag, mindkét oldalán 1 μm finomságú gyémántpasztával polírozott vékonycsiszolatok készültek. Az építőanyagok kémiai összetételének meghatározásához és szövetének, szerkezetének alaposabb vizsgálatához pásztázó elektronmikroszkópos (scanning electron microscope - SEM) elemzést végeztem. A mérések az ELTE Közettani és Geokémiai Tanszékén történtek, EDAX PV 9800 energiadisperzív röntgen spektrométerrel felszerelt AMRAY 1830 I/T6 típusú berendezéssel. A mérés során 20 kV-os gyorsítófeszültséget használtunk, a primer elektronáram erőssége 1-2 nA közötti volt. Az energiadisperzív (EDS) spektrumok kirajzolása segítséget nyújtott a salak minták kémiai összetételének és a lehetséges (ásvány)fázisoknak a meghatározásában. A megfelelő vezető felület biztosítása érdekében a mérés előtt vákuumgőzölő segítségével 20 nm vastagságú szénréteg került a preparátumok felületére. A módszer segítségével kétféle képet kaphatunk: 1, szekunder elektronkép, amely a vizsgált minta felületéről ad információt és 2, visszaszórt elektronkép, amely az átlagos rendszám függvényében ad világosabb (nagy rendszámú) és sötétebb (kis rendszámú) árnyalatú képet. A mikroszkóp az egyes elemzési pontokról az energiadisperzív röntgen-spektrométer segítségével röntgen spektrumokat tud felvenni. Ezek segítségével meghatározható az egyes pontok minőségi elemösszetétele, mivel a különböző elemek az elektronnyaláb hatására karakterisztikus röntgensugárzást bocsátanak ki, amelynek energiája jellemző a kibocsátó elemre. A vizsgált urán-tartalmú mérési pontok (összesen 18 pont) röntgen spektrumából szemikvantitatív elemösszetétel számolást végeztem. A spektrumok mennyiségi kiértékelései a műszer standardmentes programjával készültek, ami magában foglalja a mátrixhatást kiküszöbölő ZAF-korrekción is (Goldstein, 1992).

4.2.2. Fizikai módszerek

4.2.2.1. HPGe gamma spektroszkópia

A gamma spektroszkópiás mérési módszer alapja, hogy a radiaktív izotópok által kibocsátott gamma fotonok energiája jellemző az emittáló atommagra. A radioaktív bomlások után a keletkező atommagok alapállapotba történő visszaállásának egyik lehetséges útja a gamma fotonok kibocsátása. A minta radionuklid tartalmát az ELTE Atomfizikai Tanszékén GC 1520-7500 SL típusú germánium félvezető detektorral ellátott gamma-spektrométerrel határoztam meg. A mérési idő 16 óra volt. A detektor körül egy nagyjából 10 cm vastagságú ólom burkolat található, amelynek elsődleges szerepe a környezetből jövő természetes és

mesterséges háttérsugárzások leárnýékolása. A mérendő salak mintát egy alumíniumból készült, két csappal ellátott, henger alakú kamrában (magassága 8 cm, sugara 3,5 cm) helyeztem a detektorra. A gamma foton a detektor anyagával három módon hathat kölcsön: fotoeffektussal, compton szórással és párkeltéssel. Az izotópok meghatározása a fotoeffektus során leadott energia alapján történik, ilyenkor a kölcsönhatás valószínűsége a detektoranyag (germánium) rendszámának ötödik hatványával arányos. A félvezető detektor germánium egykristályból áll, és a 100 és 2800 keV közötti gamma fotonok detektálására van beállítva. A mérés során a gamma-sugárzás energiaspektrumát vesszük fel ismert ideig (általában 16 óra). A kapott spektrumban a karakterisztikus energiáknál éles, Gauss-görbe alakú csúcsokat detektálunk, amelyeket fotócsúcsoknak neveznek. A csúcs pozíciója megadja az izotóp minőségét, a görbe alatti terület pedig a beütések számát, azaz mennyiségi információt ad az adott izotópról. Az időegység alatt beérkező beütések száma alapján meghatározható az izotópok aktivitása (9. egyenlet), de figyelembe kell venni a relatív gyakoriságot és az adott energiára és geometriai elrendezésre jellemző hatásfokot.

$$A = \frac{T}{\eta * I * t} \quad (9. \text{ egyenlet}),$$

ahol A az aktivitás (Bq), T a kiválasztott energián mért csúcsterület, η a hatásfok, I a kiválasztott energiájú gamma foton relatív intenzitása, és t a mérési idő (s). A relatív gyakoriságot táblázatból kerestem ki (Nuclides, 2000). A hatásfokot egy számítógépes program segítségével határoztam meg, amelynek megadtam a mérési elrendezésre jellemző geometria adatait, valamint a minta átlagos rendszámát és sűrűségét. A program Monte-Carlo szimulációval számolja ki a hatásfokot. A csúcs alatti terület meghatározásához csúcskereső és illesztő programot használtam. A kapott aktivitást elosztva a minta tömegével megkapjuk a fajlagos aktivitást Bq/kg-ban. A módszer segítségével a ^{226}Ra , ^{232}Th , és ^{40}K izotópok fajlagos aktivitását mértem meg a bomlási sorukba tartozó, jól mérhető izotópok segítségével. A mérni kívánt izotópok fajlagos aktivitását a 186, 1461, és 2614 keV energiájú csúcsok területének nagysága alapján határoztam meg Bq/kg-ban. A 186 keV-os csúcs segítségével határoztam meg a ^{226}Ra fajlagos aktivitását. A csúcs esetében figyelembe vettem, hogy a ^{226}Ra és az ^{235}U izotóp csúcsa egybeesik, ezért a gyakoriságukkal korrigáltam. A ^{232}Th fajlagos aktivitását a ^{208}Tl 2614 keV-os csúcsából, a ^{40}K fajlagos aktivitását pedig az 1461 keV-os csúcsból határoztam meg. A ^{226}Ra fajlagos aktivitásából meghatároztam a minta urán-tartalmát ppm-ben. Ehhez feltételeztem a ^{226}Ra és az ^{238}U közti szekuláris egyensúlyt. A számolást a következő képletekkel végeztem:

$$c = K * A \quad (10. \text{ egyenlet}), \text{ ahol}$$

$$K = (1000 * M) / (N_A * \lambda) \quad (11. \text{ egyenlet}),$$

ahol c a koncentráció (ppm), K az átszámításhoz szükséges konstans (kg/Bq), A a fajlagos aktivitás (Bq/kg), M a tömegszám (g/mol), N_A az Avogadro-szám ($6 \cdot 10^{23}$ 1/mol) és λ a bomlási állandó (1/s) (Szabó, 2009).

4.2.2.2. A minta radon exhalációjának meghatározása folyadékszcintillációs spektrometriával

Ezzel a módszerrel vizek radon tartalma határozható meg. Ahogy azt a geokémiai módszerek bemutatásánál említett szitálás során leírtam, a kapott frakciók mindegyikéből 1 grammnyi mennyiséget mértem be küvettába, majd a bemért salakra 10 ml desztillált vizet és 10 ml OptiFluor O-t öntöttem (5. ábra) és a lezárt küvettákat három hét eltelte után az ELTE Atomfizikai Tanszékén található Tri-Carb folyadékszcintillációs spektrométerrel mértem le. A salak mintából a vízbe exhalálódott radon a felette lévő koktéllba oldódik, így a minta radontartalmának meghatározásával információt kapunk a salak radon exhalációjáról. A módszer előnye a radonkamrás módszerrel szemben, hogy sokkal kisebb mennyiségek mérésére is alkalmas. A eljárás lényege, hogy a szcintillátorként használt anyag molekulái radioaktív sugárzás hatására valamilyen hatásfokkal gerjesztődnek, majd fényfelvillanás kíséretében történő foton kibocsátásával mennek át a gerjesztett állapotból az alacsonyabb energiájú alapállapotba. A látható fénykibocsátást nevezzük szcintillációnak. Ha a detektoranyag folyadék, akkor beszélünk folyadékszcintillációról és ilyenkor a szcintilláló közeget koktéllnak nevezzük. A módszer egyik nagy előnye, hogy a szcintilláló anyag elkeveredik a radioaktív izotópokat tartalmazó folyadékkal, így nagyon kis hatótávolságú sugárzások is érzékelhetők, a másik előny pedig, hogy a detektálás térszöge 4π , tehát teljesen körbe veszi az anyagot. A folyadékszcintillátor három komponensből áll: az oldószer, ami ugyan nagy százalékban elnyeli az energiát, de az általa kibocsátott fotonok intenzitása még nem esik a látható fény tartományába, ezért szükséges a primer és a szekunder szcintillátor. A primer szcintillátor átveszi az oldószer molekulák gerjesztési energiáját és egy hosszabb hullámhosszú fényt bocsát ki, majd ezt az energiát a szekunder szcintillátor veszi át és egy még hosszabb hullámhosszú fényt bocsát ki. A detektálás hatásfoka csökken, ha a mintában keletkező fotonok elnyelődnek különböző zavaró folyamatok következtében. A mérés során minden esetben OptiFluor O-t használtam (5. ábra), amely egy olyan speciális koktél, ami mellett, hogy szcintillációra képes, a radon atomokat is jobban oldja, ezért azok többsége a szcintillációs fázisban lesz a diffúziós egyensúly beállta után (Boráros, 2006).

Először a percenkénti elektromos jelek számát határozzuk meg, amelynek jele Counts Per Minute (CPM). Ez nem mindig azonos a bomlások számával, mert a detektor hatásfoka nem minden esetben 100 %. Az eredmények kiértékelése során egy kalibrációs mérés eredményét használjuk fel, ahol ismert aktivitású radonos oldatok CPM-jét határoztuk meg. Ezen kalibrációs mérés eredménye a kalibrációs görbe, ami a CPM és a 10 ml-es minta aktivitását összeköti. A minta térfogata ismert, ezért az aktivitás-koncentráció is meghatározható, ami $c=A/V$, ahol A a minta aktivitása (a mintában másodpercenként történő bomlások száma) és V a minta térfogata. Az aktivitás-koncentrációt Bq/l-ben mérjük. Ismert radon-koncentrációjú mintákkal elvégzett kalibráció eredménye a következő:

$$C = \frac{CPM - 12}{1,98} Bq/l \quad (12. \text{ egyenlet})$$

A radon aktivitásából azután számolható a minta radon exhalációja a következő összefüggés szerint:

$$E = C * V \quad (13. \text{ egyenlet}),$$

ahol E a minta radon exhalációja Bq-ben, C az aktivitás koncentráció (Bq/l), és V a minta térfogata (10 ml). A kapott exhaláció értékét elosztva a minta tömegével, megkapjuk a fajlagos exhalációt Bq/kg-ban.



5. ábra. A 7 db frakciót a küvetákban 3 héttel a mérés előtt lezártam a hozzáadott 10 ml desztillált vízzel, és 10 ml OptifluorO koktéllal együtt.

4.2.2.3. A minta radon exhalációjának meghatározása radon kamrás módszerrel

A teljes minta radon kibocsátási képességét ún. radon kamra segítségével határoztam meg. A radon kamra egy zárható, csapokkal ellátott alumínium henger. A vizsgált salak mintát a kamrába tettem és három héttig lezártam annak érdekében, hogy a keletkező és elbomló radon

atomok száma között egyensúly álljon be. Ezt követően a csapokat kinyitva a kamrát egy páralekötőn keresztül a RAD7 radon detektorhoz kapcsoltam és megmértem a minta felett található levegő radon tartalmát. A minta exhalációja a következő módon számolható ki (ludens.elte.hu/~akos/sflab):

$$C_{lev} = C_m + (C_m - C_h) \cdot \frac{V_{det}}{V_{net}} \quad (14. \text{ egyenlet}),$$

ahol C_{lev} = a radonkoncentráció értéke a bezárt kamrában a detektor hozzákapcsolása előtt (Bq/m^3), C_m = a minta feletti levegő radonkoncentrációja a kamrában a mérés során (Bq/m^3), C_h = a mérés előtt mért háttérkoncentráció értéke abban a helyiségben, ahol a mérés történik (Bq/m^3), V_{det} = a detektor, a páralekötő és a használt csövek térfogata (m^3), V_{net} = a kamra térfogata – a minta térfogata (m^3).

Ezek alapján az exhaláció az alábbi képlet segítségével számítható ki:

$$E = V_{net} * C_{lev} \quad (15. \text{ egyenlet}).$$

A minta radon exhalációját Bq egységben kapjuk meg. Ahhoz, hogy a fajlagos radon exhalációt Bq/kg-ban kiszámoljuk, ismerni kell a minta tömegét (ludens.elte.hu/~akos/sflab).

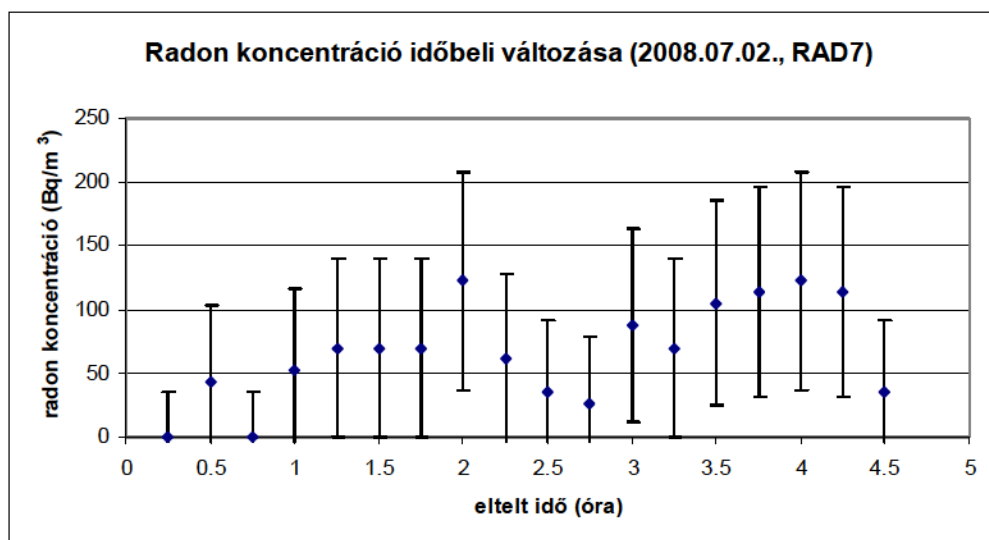
5. Eredmények

5.1. In situ mérések

5.1.1. Radon mérés aktív detektorokkal

A következő ábrákon a RAD7 és AlphaGUARD detektorokkal elvégzett radon koncentráció mérések eredményeit mutatom be.

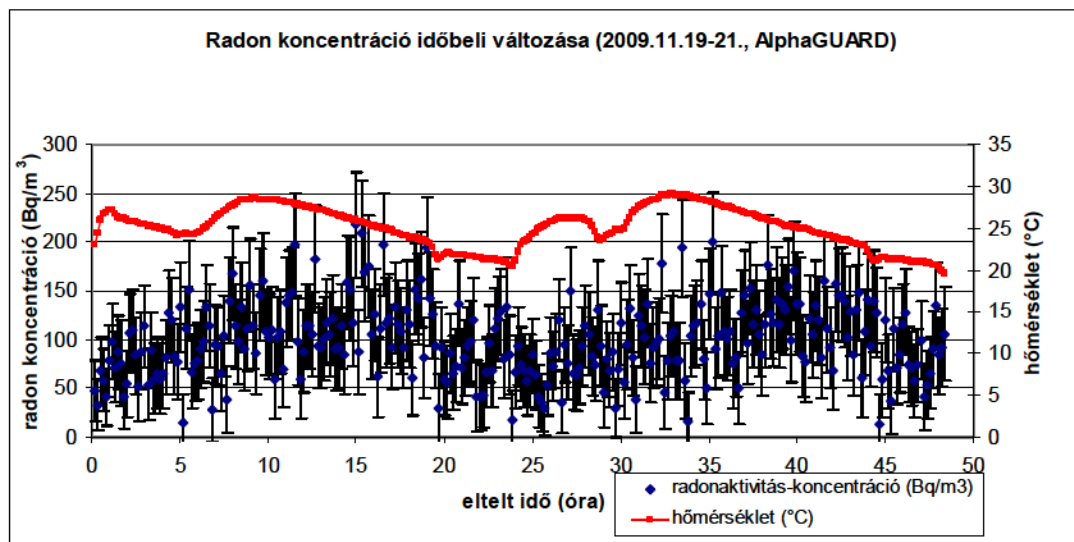
A beltéri levegő radonaktivitás-koncentrációját 2008 júliusában (6. ábra) RAD7 detektorral mértem 4,5 órán keresztül a vizsgált lakás nappalijában. A mérés során az ajtók és ablakok zárva voltak. Az alábbi ábrán a radon koncentráció változását ábrázoltam az idő függvényében.



6. ábra. A radon koncentráció időbeli változása, in situ RAD7 mérés 2008.07.02

A mérés ideje alatt az átlagos radonaktivitás-koncentráció értéke 67 Bq/m^3 , a legnagyobb érték 122 Bq/m^3 , a legkisebb érték pedig 0 Bq/m^3 volt.

A beltéri levegő radon aktivitás koncentrációját több mint egy év elteltével 2009 novemberében újra megmértem a nappaliban (7. ábra) AlphaGUARD detektorral 48 órán keresztül. A mérés során életszerű körülmények voltak, a lakók reggel, délben és este 15-15 percet szellőztettek.



7. ábra. A radon koncentráció időbeli változása, in situ alphaguard mérés 2009.11.19-21

A levegő átlagos radonaktivitás-koncentrációja a 48 órás mérés során $100 \pm 42 \text{ Bq/m}^3$, a maximum érték $218 \pm 54 \text{ Bq/m}^3$, a minimum érték pedig $13 \pm 32 \text{ Bq/m}^3$. A legnagyobb értékeket a hajnali, órákban detektálta a műszer.

5.1.2. Radon mérés nyomdetektorral

A passzív detektoros mérés eredménye a 6. és 7. egyenletek alapján a következő:

A kapott nyomsűrűség (nys): $8,97 \text{ nyom/mm}^2$

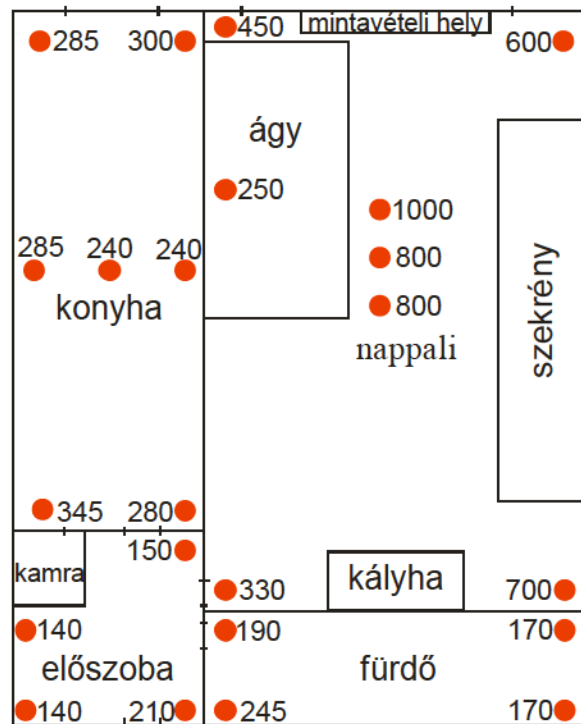
A detektorra vonatkozó kalibrációs faktor (KF): 44,22

Mérési idő (T): 450 nap

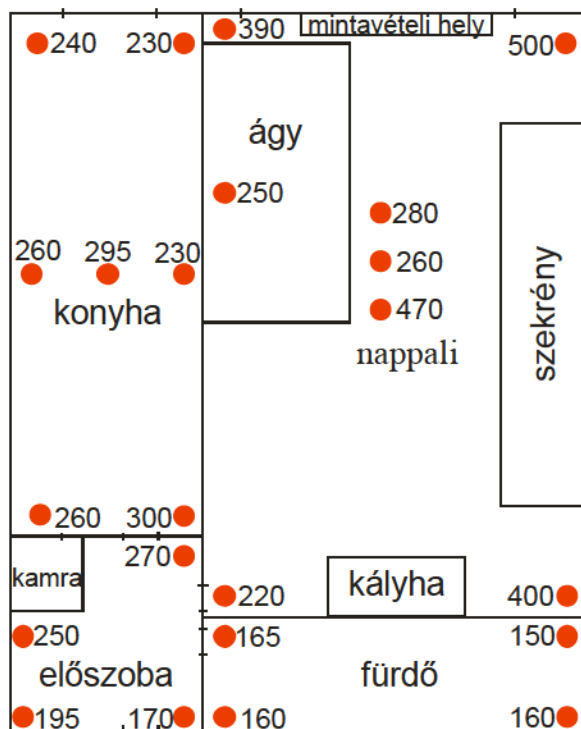
Az egyenletbe behelyettesítve a mérés körülményeire jellemző paramétereket, azt kapjuk, hogy a vizsgált periódusban (450 nap) a radonaktivitás-koncentráció átlagos értéke (RAK): $37 \pm 9 \text{ Bq/m}^3$.

5.1.3. Gamma dózisteljesítmény mérés

Beltéri méréseim során a lakás minden helyiségében meghatároztam a gamma dózisteljesítmény értékét a padlón és 1 méter magasságban. A padlón mért értékek általában nagyobbak bizonyultak mint 1 m-es magasságban (a salak közelsége miatt), az előszoba és a konyha néhány pontját kivéve. A legnagyobb értékeket (800-1000 nSv/óra) a nappaliban mértem és itt a legnagyobb az átlagos dózisteljesítmény értéke is (480 nSv/óra). Az előszoba és a fürdőszoba esetében a mért értékek 140-270 nSv/óra közé esnek. A konyhában mért értékek átlaga 270 nSv/óra.



8. ábra. A lakás beltéri gamma dózisteljesítmény mérésének pontjai, és a pontokhoz tartozó eredmények a padlón (nSv/óra)

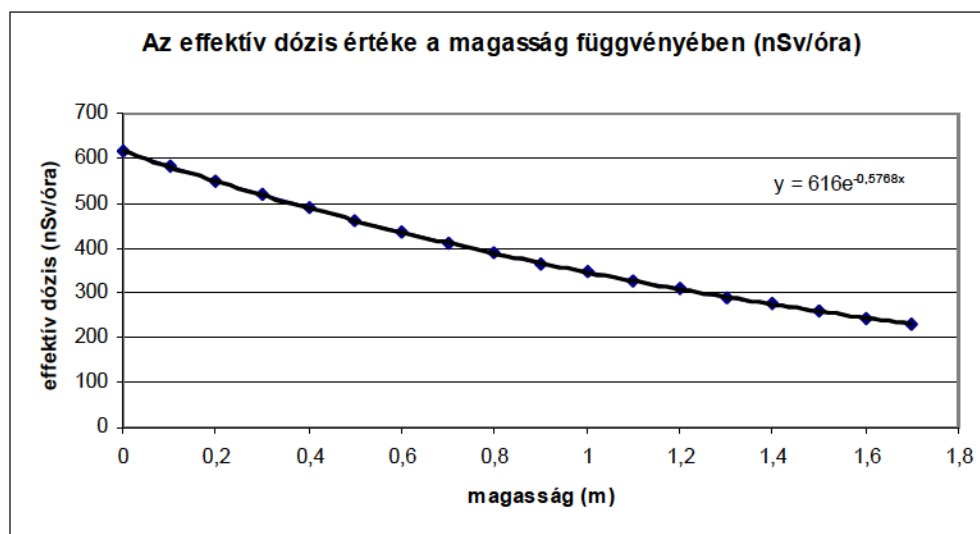


9. ábra. A lakás beltéri gamma dózisteljesítmény mérésének pontjai, és a pontokhoz tartozó eredmények 1 m magasságban (nSv/óra)

5.1.4. A lakók sugárterhelésének meghatározása a mért gamma dózisteljesítmény értékek alapján

A számolások során több lehetséges esetet vettem figyelembe, amelyeken keresztül bemutatom a lakók gamma sugárzás általi éves sugárterhelését.

1. Modell: Ez a legegyszerűbb modell, amelyben azt feltételeztem, hogy a lakók álló helyzetben, életvitelüknél fogva napi 12 órát töltenek el a nappaliban (4. ábra). A számításhoz figyelembe vettem, hogy a gamma-sugárzás intenzitása a távolság négyzetével fordítottan arányos ($1/r^2$). A számolás során a padlón és 1 méter magasságban a nappaliban mért adatok átlagát vettem (616 nSv/óra és 346 nSv/óra). A két adatot ábrázoltam a magasság függvényében 1,7 méterig (a lakók maximális magassága) 0,1 m-es felbontásokban, majd a két értékből segítségével exponenciális trendvonalat illesztve megkaptam az egyenes egyenletét és az egyenlet (10. ábra) segítségével kiszámoltam a többi magasságra is a gamma dózisteljesítmény értékét, majd a kapott értékeket felhasználva kiszámoltam az értékek átlagát, ami ebben az esetben 395 nSv/óra (3. táblázat). A kapott átlagértékekből kivontam az OSSKI által mért 155 nSv/órás átlagos beltéri háttér értéket (Nikl, 1999), így a kapott eredmény 240 nSv/óra. Ezt egy évre kivetítve a mesterséges forrásból származó éves sugárterhelés értéke 1,05 mSv.



10. ábra. A nappaliban mért effektív dózisok értéke a magasság függvényében (nSv/óra)

3. Táblázat A számolt effektív dózis értékek(H_E) a magasság (M, méter) függvényében 10 cm-enként

M	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7
H_E	616	581	448	518	489	461	435	411	388	366	346	326	308	291	274	259	244	231

2. Modell. Ebben az esetben szintén a nappaliban tartózkodásból indultam ki 8 óra alvást és 2 óra fotelben tartózkodást figyelembe véve. Az ágy 0,4 méter magasan van, figyelembe véve, hogy a lakók az ágyon fekszenek, a 0,4 és 0,6 méterhez tartozó értékek (3. táblázat) átlagát vettem, ami 462 nSv/óra. Levonva a 155 nSv/órás értéket, 307 nSv-et kapunk. Ezt az értéket egy évre kivetítve a dózis értéke 0,89 mSv. A fotel esetében a táblázat 0 és 1,2 méter közötti adatainak átlagát vettem, ami 446 nSv. A háttér levonása után az éves dózis 0,21 mSv. Tehát a 2. modell esetében az éves dózis 1,1 mSv.

3. Modell. A lakók életvitelét figyelembe véve a harmadik modell tekinthető a legrealisabbnak. Ebben az esetben feltételeztem, hogy a lakók napi 18 órát töltenek el a lakásban, amelyből 8 órát alszanak, 2 órát a konyhában tartózkodnak, 1 órát a fürdőszobában, 1 órát állva töltenek a lakásban, és 6 órán keresztül a fotelben ülnek. A fürdő, előszoba és a lakásban való állás esetében az egyes helyiségekben történt mérések átlagával számoltam (8. és 9. ábra). Így a kapott éves dózis 1,6 mSv.

4. Táblázat Az egyes helyiségekben mért gamma dózisteljesítmények átlaga

helyiség	előszoba	konyha	fürdő	nappali
Átlagos dózis (nSv/óra)	190	270	176	481

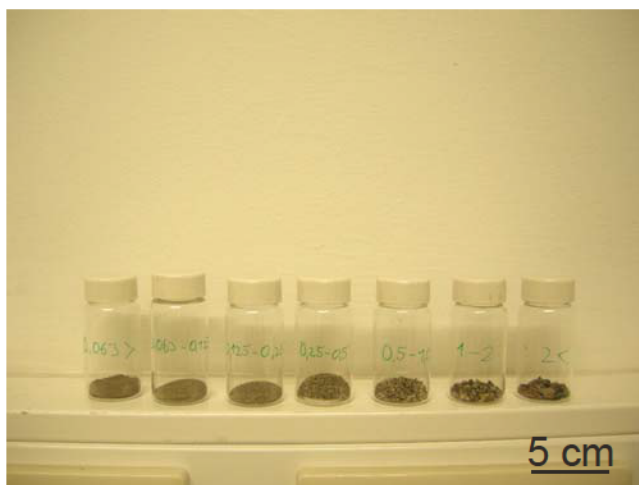
A számolt dózis értékekhez mindenképp hozzá kell tenni, hogy ezek csak becslésnek tekinthetők. A lakás méretéből, elrendezéséből, valamint az életvitelből adódóan, a lakók életük legnagyobb részét a nappaliban töltik, ami 18 órával számolva, döntően fekvő és ülő helyzetben történik. Ezekkel a paraméterekkel kalkulálva, akár 2 mSv is lehet a lakók éves effektív dózisa.

5.2. Laboratóriumi mérések

5.2.1. Geokémiai módszerek

5.2.1.1. Szemcseméret eloszlás meghatározása száraz szitálással

A módszer segítségével a kapott szemcseméret frakciókat további vizsgálatoknak vettem alá: a frakciónként szeparált szemcséket pásztázó elektronmikroszkóppal vizsgáltam, az egyes frakciók vízbe történő radon exhalációját folyadékszintillációs spektrometriával határoztam meg, amint korábban bemutattam.



11. ábra. A salak minta száraz szitálással kapott 7 szemcseméret frakciója a folyadék szcintillációs méréshez használt 20 ml-es küvetákban.

5.2.1.2. Makroszkópos és sztereomikroszkópos vizsgálat

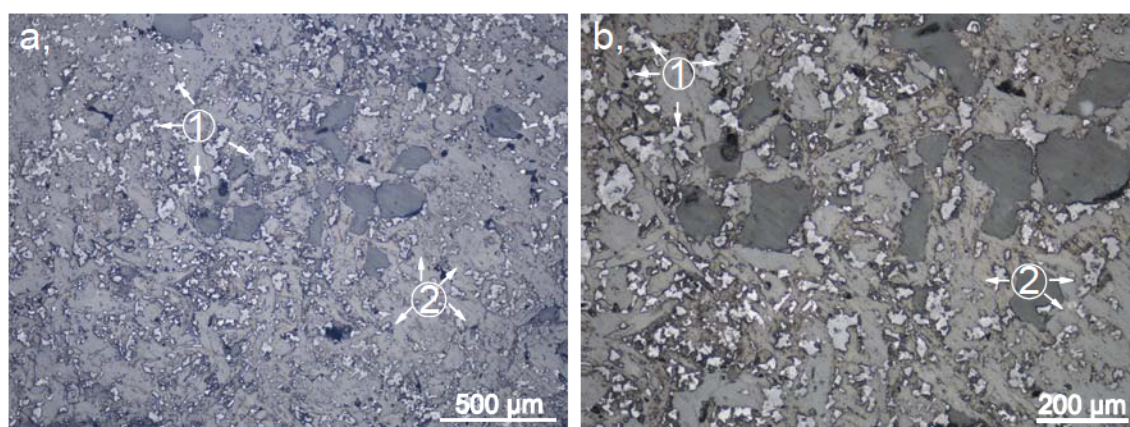
A salak minta makroszkópos leírását sztereomikroszkópos vizsgálattal egészítettem ki. Ez a módszer lehetővé tette az egyes, jól látható fázisok és a mintát felépítő elegyrészek (szemcsék) elkülönítését. A nagyobb frakciókban a vizsgált salak szemcsék mellett faforgács is található, amely valószínűleg a parkettából származik (12. ábra). Az egész salak-mintát tekintve elmondható, hogy a benne található szemcsék mérete nem haladja meg az 1 cm-es mérettartományt. A begyűjtött minta a már említett faforgácson kívül alapvetően az alábbi négy fajta anyagból áll (1) fekete, kőszén szemcsék, (2) lekerekített kavics és/vagy kvarc szemcsék, (3) világosszürke, cementszerű építőanyag darabok, és (4) vörös vagy sötétszürke lyukacsos, sokszor gömb formájú salak szemcsék. A vörös vagy sötétszürke színű salakos, szenes szemcsék arra utalnak, hogy a szén nem égett ki teljesen az erőműben a technológiai procedúra során és egy része oxidáció után, valószínű, hogy depóról került az építőanyagba.



12. ábra. A parketta alól származó "nyers" salak digitális fényképezőgéppel készített fotója.

5.2.1.3. Polarizációs mikroszkópos vizsgálat

A polarizációs mikroszkópos vizsgálatok alapján a salak szemcsékben két fémes fázist különítettem el. Az egymáshoz képest világosabb részeket (13a. 1. fázis, 13b. 1. fázis), amelyekben valószínűsíthető, hogy a nagyobb rendszámú elemek pl. Fe, Ti, Ni, V, Mo, Cr, stb. mennyisége a sötétebb fázisokhoz képest nagyobb. A másik rész pedig egy valószínűleg Mg-, Al-, Si-, Ca-, K-, Na-ban gazdagabb fázis (13a. 2. fázis, 13b. 2. fázis), amely, mintegy mátrixként uralja a vizsgált szemcséket és ebben találhatók az imént említett nagyobb rendszámú fémeket tartalmazó fázisok. Azonban ebben is találhatók kisebb világos fázisok, amelyek pontos összetételét csak a pásztázó elektron mikroszkópos vizsgálat után lehetett meghatározni.



13. ábra. A salak szemcsékre jellemző, mikroszkóposan elkülöníthető fázisok: a: általános szöveti kép, amelyen 1-es számmal feltüntettem a világosabb 1. fázist, 2-es számmal a sötétebb, mátrixként jelen levő 2. fázist; b: nagyobb nagyítású kép, amelyen a 2. fázisban található, világosabb 1. fázisok vannak.

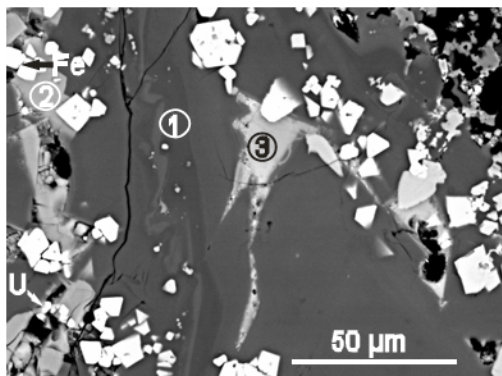
5.2.1.4. Pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat (SEM)

A makroszkópos vizsgálat (12. ábra) alapján elsődlegesen megállapított 4 fajta anyag mindegyikéből vékonycsiszolatok készültek és a pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat igazolta azt a feltevést, amely szerint az urán-tartalmú fázisok a salak szemcsékben vannak. Így ezt követően a részletesebb pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálatra már csak ezekből a salakos szemcsékből készítettem preparátumokat. A dolgozatban a legnagyobb frakcióból (nagyobb, mint 2 mm-es a szemcseátmérő) készült csiszolat szemcséit mutatom be.

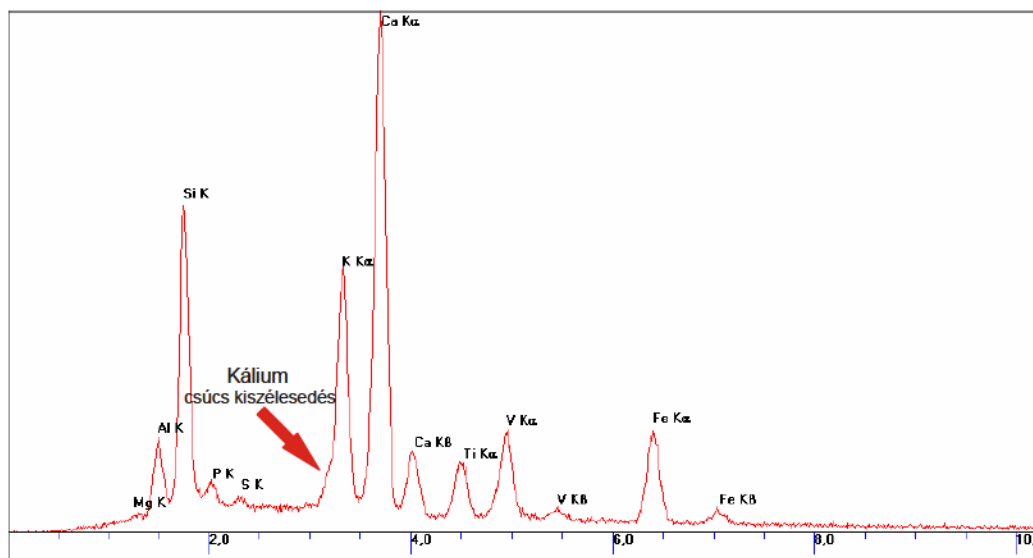
A módszert arra használtam, hogy a minta alapvető ásványtani bélyegeit, valamint az esetleges U-tartalmú fázisokat és ezek környezetét megismerjem. A mérés közben, annak érdekében, hogy az urán szemcséket könnyebb legyen azonosítani, a fényerőt lecsökkentettem.

A 14. ábrán egy salak szemcse viaszszórt elektronképét látjuk, ahol a sötétebb fázis (1) Ca, Al, Si tartalmú fázis, a világosabb részben (2. fázis) az említett elemek mellett megjelenik a

vas és a titán. A 2-es fázis szélén egy urán-tartalmú szemcse található. A 3-as számú fázisban pedig az említett elemek mellett megjelenik a vanádium és a kálium csúcsa is. A kálium csúcs esetében egy kiszélesedés tapasztalható (15. ábra), ami az urán jelenlétére utal. A 3-as fázis egy elfolyt, nagy hőmérsékleten keletkezett fázis, amelyben olyan helyeken is detektáltam uránt, ahol nem volt önálló, elkülöníthető, az alapfázishoz képest fényesebb urán szemcse. A mintában szögletes, lekerekített, jellemzően Fe-, Ti-, és S-gazdag fémfázisok szinte találhatók.



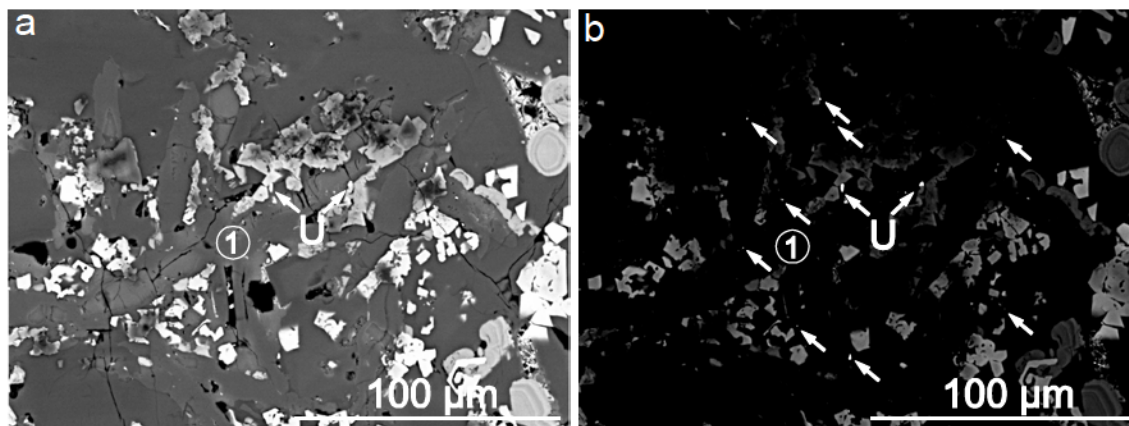
14. ábra. Egy salakszemcse általános szövetének visszaszórt elektronképe, az 1. fázis Ca, Al, Si gazdag, a 2. fázisban a Ca, Al, Si mellett megjelenik a Fe és Ti is, a 3. fázisban Ca, Al, Si, Fe, Ti, V, és az U jelenléte miatt kiszélesedett csúccsal rendelkező K található



15. ábra. A 3. szemcse spektruma (14. ábra), a K csúcon jól látható az urán jelenléte miatti kiszélesedés.

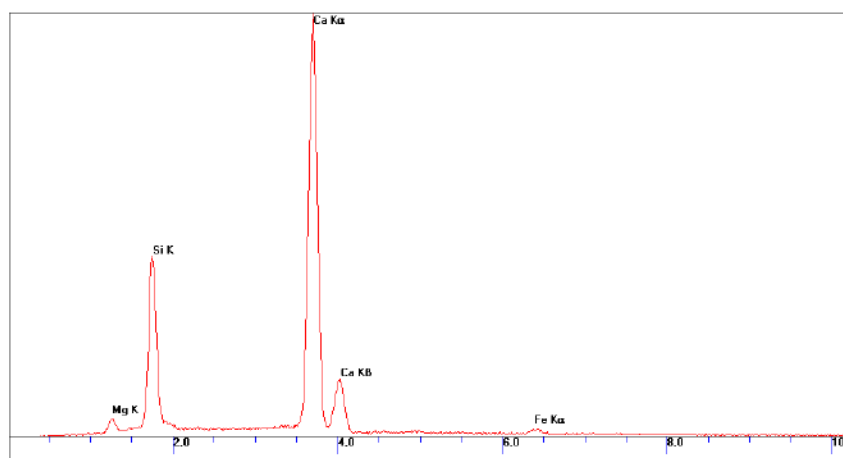
A 16. ábrán két nagyobb (2-3 µm nagyságú) urán szemcsét és annak környezetét mutatom be. Itt is találhatók a környezetben Ca-Al-szilikátok, de a nagyobb urán-gazdag szemcsék környezetében egy Si és Ca tartalmú fázist (fázis-1) azonosítottam. Ez a fázis az előző megfolyt fázishoz (14. ábra, 3. fázis) hasonlóan itt a szögletes Fe-tartalmú szemcséket teljesen

körülveszi, és a sötétített képen jól látható, hogy a két nagyobb urán szemcse mellett több, kisebb (nyíllal jelölt) urán szemcse is jelen van, amelyek a 1. fázis peremén foglalnak helyet (16a. és 16b. ábra).

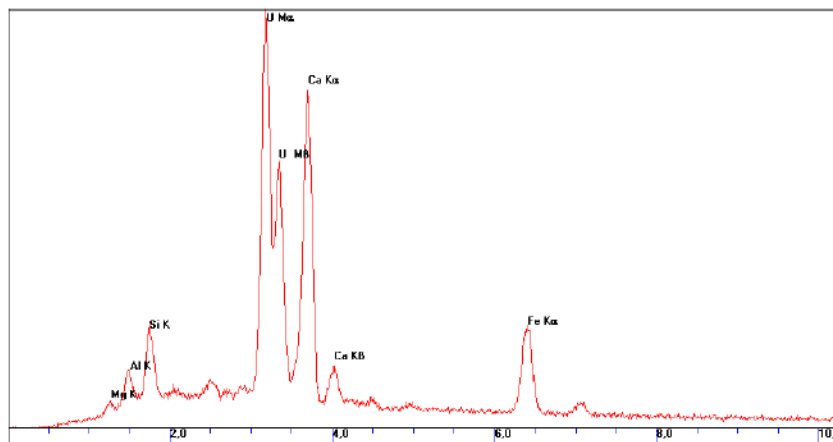


16. ábra. Egy Ca- és Si-tartalmú fázis (1) különböző fényerejű visszaszórt elektron képei, a: Az 1. pont a Ca-Si-tartalmú fázist jelzi, amely a különböző világosabb szemcsék közt több irányban ágazik el, és U-vall a peremén található, nagyobb U-tartalmú szemcsék vannak feltüntetve; b: a Ca-Si-tartalmú szemcse (1) gyengébb fényerejű képe, amelyen a különböző nyíllal jelölt részek az urán-tartalmú szemcséket jelzik, amelyek döntően a Ca- Si-tartalmú fázis peremén helyezkednek el

Az 1. fázis és az egyik, nagyobb méretű urán szemcse elemtartalmát a következő spektrumok mutatják (17. és 18. ábra).

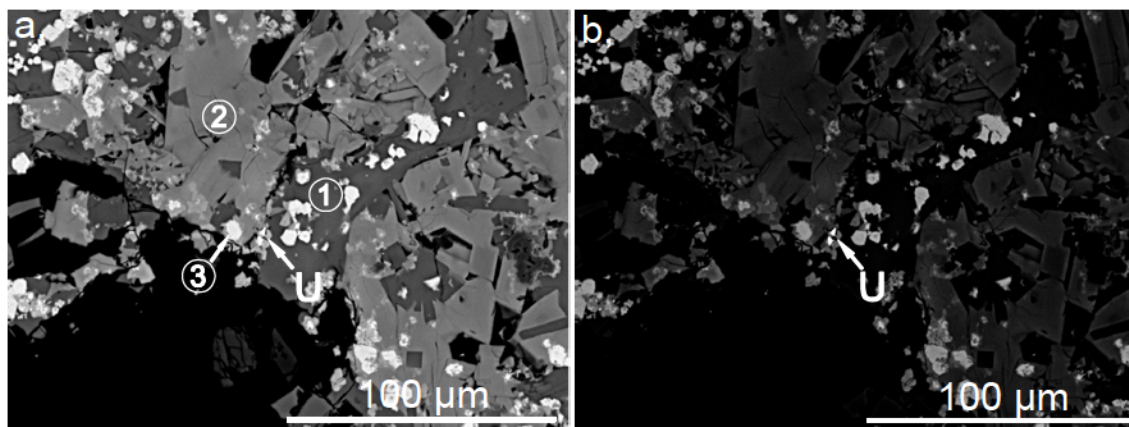


17. ábra. A Ca-Si-tartalmú fázis EDS spektruma

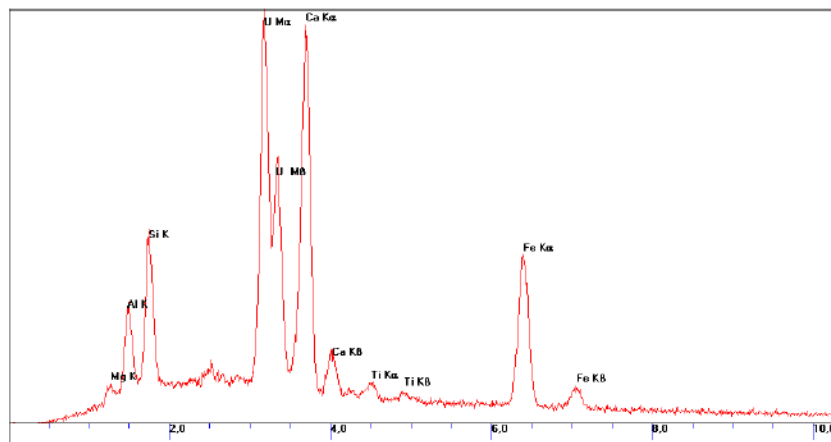


18. ábra. A 1. fázis peremén található nagyobb urán-gazdag szemcse EDS spektruma

A 19. ábra két, egyenként 2,5-3 μm -es urán-gazdag szemcsét, és azok környezetét mutatja. A két szemcse körül Mg, Al, Si, Ca, Ti, Fe tartalmú fázisok vannak (1,2,3), amelyek színárnyalata a nagyobb rendszámú elemek növekedésével egyre inkább világosodik (17a. ábra). A sötétített képen az urán-tartalmú szemcsék könnyen azonosíthatók (17b. ábra), az egyik ilyen szemcse elem tartalma a 20. ábrán látható.



19. ábra. Két urán-tartalmú szemcse és környezete különböző fényerejű visszaszórt elektronképe, a: A két urán-tartalmú szemcse környezetét bemutató fázisok: 1: Mg, Al, Si, Ca, Ti, Fe tartalom, 2: Mg, Al, Si, Ca, és az 1. fázishoz képest nagyobb Fe- és Ti-tartalom, 3: Mg, Al, Si, Ca, és a 2. fázishoz képest nagyobb Ti- és Fe-tartalom, b: sötétített kép, amelyen jól látszik a két egyenként 2,5-3 μm nagyságú, egymás mellett elhelyezkedő nagy urán -tartalmú szemcse



20. ábra. A 19. ábrán látható 2,5-3 μm nagyságú urán-tartalmú szemcse EDS spektruma

A következőkben a spektrumokból kapott adatokkal kapcsolatos eredményeket mutatom be. A számítások alapján 3 urán-tartalmú csoport különíthető el. Mindhárom csoportban megtalálhatók a természetben is nagy mennyiségben jelen lévő elemek (Si, Al, Fe, Ti, Mg, Ca). Az első csoportban az urán vanádiummal jelenik meg, amely mellett járulékos elemként előfordul P, K, Sr, S és Na. Az urán-tartalom viszonylag kicsi (~7 tömeg %). A második csoportot a kén-tartalom alapján különítettem el, hiszen ebben a csoportban az alapvető elemek (Si, Al, F, Ti, Mg, Ca) mellett az urán (átlagban 22 tömeg %) a kénnel együtt jelenik meg. A harmadik csoportban pedig az előzőekhez képest nagyobb (átlagban 40 tömeg %) urán-tartalmat vettem alapul. A kapott eredményeket csoportokra rendezve az alábbi táblázatok foglalják össze (5., 6. és 7. táblázat). A geokémiai vizsgálatok során elemzett és számolt urán-tartalmú szemcsék, átlagos és félmennyiségi összetétele és csoportosítása:

5. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 1. csoport, amelyben az urán a vanádiummal jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.

1. csoport (U-V)			
Elem/n	átlag	minimum	maximum
SiO ₂ /9	23	9	39
TiO ₂ /9	7	2	19
Al ₂ O ₃ /9	14	3	24
FeO/9	14	6	37
MgO/9	4	1	5
CaO/9	16	8	24
SrO/2	9	4	13
Na ₂ O/1	1	1	1
K ₂ O/6	4	2	5
P ₂ O ₅ /6	2	1	2
V ₂ O ₅ /9	7	1	14
SO ₃ /2	14	14	14
U₂O₅/9	7	3	11

6. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 2. csoport, amelyben az urán a kénnel jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.

2. csoport (U-S)			
Elem/n	átlag	minimum	maximum
SiO ₂ /3	10	3	21
TiO ₂ /3	5	1	12
Al ₂ O ₃ /3	15	5	21
FeO/3	11	7	20
MgO/2	7	6	7
CaO/3	23	18	32
K ₂ O/1	1	1	1
V ₂ O ₅ /1	1	1	1
SO ₃ /3	4	2	5
U₂O₅/3	22	13	41

7. Táblázat A 18 urán-tartalmú mérési pont alapján elkülönített 3. csoport, amelyben a Si, Ti, Al, Fe, Mg, Ca mellett nagy mennyiségű urán jelenik meg. A táblázat oszlopaiban az adott elem mellett az elemet tartalmazó mérési pontok számát n-nel jelöltem, a további oszlopokban az adott elem tömeg %-os adataiból számolt félmennyiségi átlag, minimum és maximum értékei láthatók.

3. csoport (U)			
Elem/n	átlag	minimum	maximum
SiO ₂ /5	12	2	18
TiO ₂ /3	1	1	2
Al ₂ O ₃ /5	9	2	23
FeO/5	9	4	16
MgO/5	21	2	29
CaO/5	21	16	27
U₂O₅/5	40	31	54

5.3.1. Fizikai módszerek

5.3.1.1. HPGe gamma spektroszkópia

A kapott aktivitás koncentráció értékeket és a belőlük számolt aktivitás indexeket az 8. táblázat összesíti:

8. táblázat: A salak-minta ²²⁶Ra, ²³²Th és ⁴⁰K tartalmának fajlagos aktivitása (Bq/kg), és a számolt Ra_{eq} (Bq/kg) és aktivitás koncentráció index (I)

C_{Ra-226}	±	C_{Th-232}	±	C_{K-40}	±	Ra_{eq}	±	I	±
2794	43	8	1	87	24	2812	170	14,0	1

A mérés során feltételeztem az ²³⁸U és leányelemei közti szekuláris egyensúlyt. A ²²⁶Ra fajlagos aktivitásából számolt urán-tartalom: **225 ± 4 ppm.**

5.3.1.2. A minta radon exhalációjának meghatározása folyadékszintillációs spektrometriával

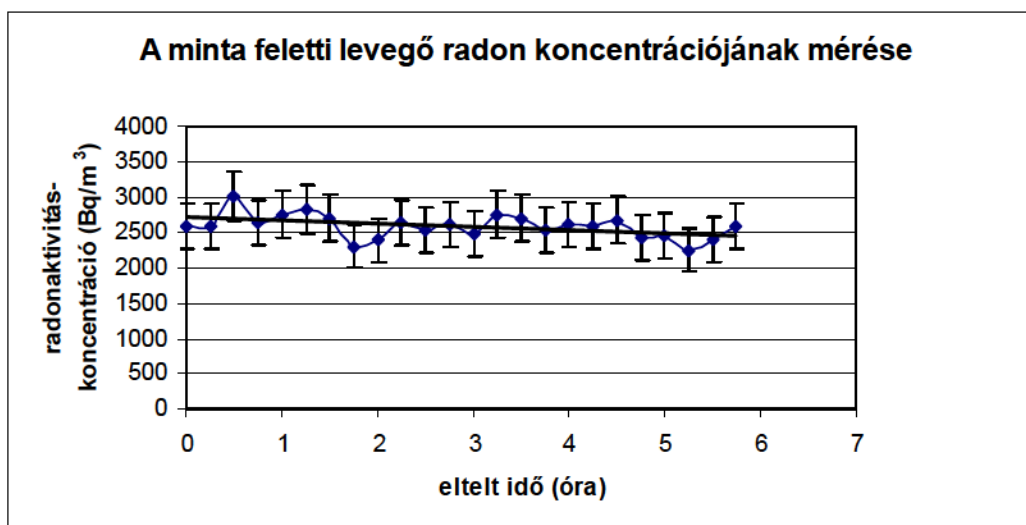
A folyadék szintillációs módszerrel kapott frakciónkénti fajlagos radon exhaláció mérés eredményeit az alábbi táblázatban mutatom be:

9. Táblázat A mérés során a frakciókból mért CPM (Counts Per Minute) értékek és a minta egyes frakcióinak fajlagos radon exhaláció értékei(Bq/kg):

Minta (frakció mérettartománya)	CPM	±	Radon exhaláció (Bq/kg)	±
AU1 (2mm<)	45	8	163	20
AU2 (2-1 mm)	80	6	341	30
AU3 (1-0,5 mm)	76	6	322	30
AU4 (0,5-0,25 mm)	78	6	334	30
AU5 (0,25-0,125 mm)	85	6	366	30
AU6 (0,125-0,063 mm)	141	4	646	40
AU7 (0,063> mm)	216	4	1026	60

5.3.1.3. A minta radon exhalációjának meghatározása radon kamrás módszerrel

A minta radon exhalációjának meghatározásához a minta feletti levegő radon koncentrációját RAD7 radon detektorral mértem 6 órán keresztül. A mért értékeket az alábbi ábra, a számított fajlagos radon exhalációt, és az ehhez szükséges adatokat pedig a 10. táblázat foglalja össze:



21. ábra. A salak minta feletti levegő radonaktivitás-koncentrációjának mérése

10. Táblázat a minta fajlagos radon exhalációja (FRE, Bq/kg) és a kiszámításhoz szükséges adatok

$C_m (Bq / m^3)$	$C_h (Bq / m^3)$	$V_{det} (m^3)$	$V_{net} (m^3)$	$C_{lev} (Bq / m^3)$	$m (kg)$	$E (Bq)$	$FRE (Bq / kg)$
2584	21	0,00077	0,00021	12103,5	0,04	2,5	61,4

C_m : a minta feletti levegő radon koncentrációja a kamrában a mérés során (Bq/m^3), C_h : a mérés előtt mért háttérkoncentráció értéke abban a helyiségben, ahol a mérés történik (Bq/m^3), V_{det} : a detektor, a páralekötő és a használt csövek térfogata (m^3), V_{net} : a kamra térfogata – a minta térfogata (m^3), C_{lev} : a radon koncentráció értéke a bezárt kamrában a

detektor hozzákapcsolása előtt (Bq/m^3), m: a minta tömege (kg), E: a minta radon exhalációja Bq egységben

6. Diskusszió

Dolgozatomban egy lakossági felkérésre elvégzett budapesti lakás radiometriai felmérésének eredményeit mutatom be. A radiometriai mérés során a helyszínen meghatároztam a radon koncentráció és a gamma dózisteljesítmény értékét, ezen kívül laboratóriumban fizikai- illetve geokémiai vizsgálatokat végeztem salak mintán. A helyszíni radonaktivitás-koncentráció értékek átlagos eredményt hoztak, azonban a ház nappalijában a parketta alatt található salakból nagy mennyiségű gamma sugárzást detektáltam. A beltéri gamma dózisteljesítmény méréseket elvégeztem a lakás egyéb helyiségeiben is, azonban a nappalihoz (átlag 480 nSv/óra) képest nem mértem kiugró értékeket (átlag 140-270 nSv/óra). Ez annak tulajdonítható, hogy a többi helyiségben a kitöltésnek használt salak felett nem parketta, hanem csempe van, amelynek átlagos rendszáma számolásaim szerint kb. háromszor nagyobb, mint a parkettának. A gamma sugárzás abszorpciója az elnyelő közeg rendszámának 5. hatványával arányos, tehát a csempék a gamma sugárzás jelentős részét elnyelik.

Hazai és nemzetközi példák mutatják, hogy az építőanyagok nagy mennyiségben tartalmazhatnak radioaktív izotópokat, amelyek növelik a lakosság radioaktív kitettségét. (pl. Somlai et al., 1997; Petropoulos et al., 2001; Kovler et al., 2002; Papp és Dezső, 2003; Kumar et al., 2003). Nemzetközi folyóiratokban számos esetben közöltek salakok rádium ekvivalens értékeit. Ezek közül néhányat, összehasonlítva a padló alól vett salak minta rádium ekvivalens indexének számított eredményével a következő táblázat tartalmazza:

11. táblázat. A vizsgált minta rádium ekvivalens értéke, összehasonlítva nemzetközi adatokkal

Ország (forrás)	Ausztrália (Beretka és Mathew)	Finnország (OECD, 1979)	Németország (OECD, 1979; Krieger, 1981)	India (Kumar et al., 1999)	Saját minta
Raeq (Bq/kg)	340	215	422	190	2812

Látható, hogy több nemzetközi tanulmányt is figyelembe véve, a vizsgált salak minta rádium-tartalma jelentős és a rádium ekvivalens értéke meghaladja az építőanyagokra vonatkozó 370 Bq/kg-os ajánlott értéket (Khatibeh et al., 1997). A ^{226}Ra , ^{232}Th , és ^{40}K aktivitás-koncentrációit figyelembe véve a legnagyobb értéket a rádium esetében mértem

($2794 \pm 43 \text{ Bq/kg}$), míg a tórium ($8 \pm 1 \text{ Bq/kg}$) és kálium (87 ± 24) esetében a mért értékek világátlagon alulinak számítanak. Az építőanyagok ^{226}Ra -, ^{232}Th -, és ^{40}K -tartalmára vonatkozó világátlagok a következők: a ^{226}Ra és ^{232}Th esetében 50 Bq/kg , ^{40}K kapcsán pedig 500 Bq/kg (ICRP, 1994). A vizsgált minta rádiumtartalma tehát a világátlagot tekintve is kiugró értéknek számít. Magyarországon Somlai és munkatársai végeztek hasonló kutatásokat a Dunántúli régióban, ahol ma már bezárt szénbányák körüli városokban vizsgálták az építőanyagok radioaktivitását (Somlai et al., 2006). A kapott eredményeiket, valamint az én eredményeimet a következő táblázat tartalmazza:

12. Táblázat Somlai és munkatársai a Dunántúli régióban végzett építőanyagok radioaktivitásával kapcsolatos kutatásainak adatai: ^{40}K -, ^{232}Th -, ^{226}Ra fajlagos aktivitások (Bq/kg), aktivitás koncentráció index, és a számolt effektív dózisok (H_E) mSv/év -ben, összehasonlítva az általam vizsgált salak minta eredményeivel.

Minta	^{40}K (Bq/kg)	^{232}Th (Bq/kg)	^{226}Ra (Bq/kg)	I	H_E
Ajka	198 (45-386)	42 (16-81)	1962 (578-2893)	5,96 (2,45-9,93)	1,57 (0,74-3,1)
Tatabánya	352 (257-468)	83 (50-119)	1912 (843-2407)	5,37 (3,21-8,75)	1,3 (0,54-2,95)
Várpalota	273 (227-333)	40 (37-48)	298 (160-523)	1,35 (0,80, 2,08)	0,65 (0,54-1,1)
Saját salak minta	87	8	2812	14,0	1,25 (1,05-1,6)

A táblázatban feltüntettem a ^{40}K -, ^{232}Th -, ^{226}Ra aktivitás koncentrációit (Bq/kg), az aktivitás koncentráció indexet (amely értéknek kevesebbnek kell lennie, mint 1, (EC, 1999) és a mintákból számított éves effektív dózis értékét mSv/év mértékegységben. Az átlagos fajlagos aktivitás (Bq/kg), aktivitás koncentráció index és éves effektív dózis (mSv/év) értékek mellett a minimum és maximum értékek is fel vannak tüntetve. A táblázat alapján megállapítható, hogy a vizsgált salak minta a legnagyobb hasonlóságot az ajkai barnaköszénből származó salakkal mutatja. Ezt alátámasztja a minta fajlagos rádium tartalmából számolt $225 \pm 4 \text{ ppm}$ -es urán tartalma.

A lakásban a levegő radonaktivitás-koncentrációját 2008 nyarán mértem meg először. A mérési eredmény ($<120 \text{ Bq/m}^3$) nem mutatott a figyelembe vett nemzetközi ajánlásoknál nagyobb értéket, viszont tekintve, hogy a nyári értékek mindig alacsonyabbak, mint a téli, vagy őszi hónapokban, ezért egy passzív radon detektort is kihelyeztem a lakásba, továbbá 2009. novemberében AlphaGUARD radon detektorral is elvégeztem egy 2 napos mérést. A passzív detektoros mérés ($37 \pm 9 \text{ Bq/m}^3$), és a 48 órás mérés ($100 \pm 42 \text{ Bq/m}^3$) sem hozott nagyobb eredményt a lakás radonszintjét tekintve. A maximum értékeket ($200\text{-}220 \text{ Bq/m}^3$) éjjel mérte a műszer, ez összefüggésben van a radon koncentráció napszakos változásával, a

hőmérséklettel való korrelációval és a szellőztetés hiányával. Mivel a radon hétszer nehezebb a levegőnél a passzív detektoros mérés eredménye valószínűleg azért kicsi, mert a detektor 1 méter magasan volt elhelyezve, míg az aktív detektorok a földön, ill. a padlótól 40 cm-re mértek. A gamma spektroszkópai mérések igazolták, hogy a mintában nagy mennyiségű rádium található, ezért annak érdekében, hogy kiderüljön, mi lehet az oka annak, hogy a parketta alatti salakból nem történik nagy mértékű radon exhaláció a légtérbe, elvégeztem a salak minta száraz szitálását, és a kapott szemcseméret frakciók mindegyikének megnéztem a radon kibocsátó képességét (exhaláció) folyadék szcintillációs módszerrel, illetve az egész minta radon exhalációját is megmértem radon kamrás módszerrel. A kapott eredmények alapján a salak radon kamrás módszerrel mért fajlagos radon exhalációja a minta eredeti („parketta alatti”) állapotában 61,4 Bq/kg. A frakciónkénti exhaláció mérések eredményei alapján a radon kibocsátó képesség a szemcseméret csökkenésével nő (a legnagyobb szemcseméret esetén 163 ± 20 Bq/kg, a legkisebb esetén 1026 ± 60 Bq/kg). Ezekben a tartományokban a nagy fajlagos felület következtében a radon exhaláció is nagyobb mértékű lesz. Ezen kívül nagy valószínűséggel itt már önálló urán szemcsék is előfordulhatnak. A pásztázó elektronmikroszkópos felvételek alapján az urán szemcsék a maximum 3 μm -es frakciókba esnek, ami a 0,063 mm alatti frakciókban önállóan előforduló urán szemcsék jelenlétét vetíti előre. A feltételezést megerősíti a 0,063 mm-es frakción ellenőrzésként elvégzett lézeres szemcseméret eloszlás vizsgálat is, amely alapján a legkisebb frakció kb. 10%-a $< 3 \mu\text{m}$ átmérőjű szemcsékből áll.

Az eredmények ismeretében megállapítható, hogy a parketta alatti salakból a radon a padló alatt kijut a kültérbe, vagy, mivel első emeleti lakásról van szó, diffundál a földszinten található lakásba.

A pásztázó elektronmikroszkópos vizsgálat során, különböző típusú urán-tartalmú szemcséket azonosítottam. Az urán-tartalmú szemcsékben több esetben is 50 tömeg %-nál nagyobb az urán mennyiségi részaránya. Ezek a szemcsék a technológiai folyamatok során, kb. 800-1200°C-on képződhettek. A salak szöveti képeiből jól látszik, hogy az urán-tartalmú fázisok a salakban nagy hőmérsékletű termékeként inhomogén eloszlásban bárhol előfordulhatnak. A salak lyukacsossága, morzsalékossága számtalan lehetőséget biztosít az urán szemcsék salak felszínén történő megjelenésére, amely ezáltal már közvetlenül képes befolyásolni a salakkal érintkező közeg radioaktivitását.

7. Következtetés

Magyarországon az 1960-as Építésügyi Minisztériumi utasítás ugyan megtiltja a nagy rádium koncentrációjú szénalakok építőanyagként történő felhasználását, azonban ezt a felszólítást a magán és az állami építkezések során is figyelmen kívül hagyták, és mint ez a példa is mutatja, a múltban elkövetett hibák jelenleg is hatással vannak mindennapi környezetünkre. Mivel méréseimből kifolyólag feltételezhető, hogy a teljes ház ki van téve a szóban forgó problémának, így jövőbeni tervem a teljes ház felmérése.

A vizsgálati eredmények rámutattak arra, hogy egy lakás radiometriai felmérése során elengedhetetlen a komplex vizsgálati módszerek elvégzése, valamint az építőanyagok megfelelő vizsgálata és minősítése.

Ha az érintett lakók a nap nagy részét a lakásban töltik, akkor jelentős sugárterhelés-növekedés fordulhat elő, azonban mivel a salak radon produktivitása kicsi, ill. a „megtermelt” radon nem dúsul fel a beltérben, ezért a salakból származó dózisterhelés a salak eltávolításával, vagy a γ -sugárzás leárnyékolásával jelentősen csökkenthető. Az eredmények ismeretében a lakásban lakóknak javasolható a kitöltésnek, és szigetelő anyagnak használt salak mielőbbi eltávolítása.

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretném megköszönni témavezetőmnek, Szabó Csabának a dolgozat elkészítéséhez nyújtott nélkülözhetetlen segítségét. Továbbá szeretném megköszönni a vizsgált lakás tulajdonosainak segítőkész hozzáállását, és hogy lehetővé tették az adatok bemutatását. Különös tekintettel szeretnék köszönetet mondani konzulensemnek Nagy Hedvig Éva doktorandának, aki mindenben segített és hasznos tanácsokkal látott el. Szabó Zsuzsannának, Szabó Katának, Bendő Zsoltnak, Csorba Ottónak, Kocsy Gábornak, Horváth Ákosnak köszönöm a különböző mérések kapcsán nyújtott segítségüket és türelmüket. Köszönöm az LRG minden egyes tagjának, hogy olyan közegben végezhetem a kutatásomat, ahol remek a hangulat és mindig van valami finomság az étkező asztalon. Köszönöm Breitner Dánielnek és Hidas Károlynak a dolgozat összeállításában nyújtott segítségüket. Köszönöm a Magyar Fejlesztési Banknak a „Habilitas” az ösztöndíj kapcsán nyújtott anyagi segítséget. Köszönöm édesapámnak, Gabi néninek, testvéreimnek, barátaimnak és Ildinek, hogy idáig eljuthattam

Irodalomjegyzék

- Beretka, J., Mathew, P.J., (1985): Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products. *Health Physics*. 48. pp. 87.
- Boráros, V., (2006): A permi vörös homokkő radon kibocsátásának vizsgálata a Balaton-felvidéken, *Szakdolgozat*, pp. 127.
- Bódizs, D., Gáspár, L., Keömlei, G. (1993): Radioactive emission from coal fired power plants. *Periodica Polytechnica Ser. Phys.* 1. pp. 87-99.
- Breitner, D. (2006): A Hollola eszkeren végzett komplex radonforrás vizsgálat: egy finnországi esettanulmány, *Diploma dolgozat*, ELTE TTK, Budapest, p. 66.
- Chauhan, R. P., Kantb, K., Sharmac, S.K., Chakarvartic, S.K. (2003): Measurement of alpha radioactive air pollutants in fly ash brick dwellings. *Radiation Measurements* 36 pp. 533–536.
- Cohen, B.S. (1998): Deposition of charged particles on lung airways. *Health Physics* 74 (5), pp. 554-560.
- EC, (1999): Office European Comission Report on Radiological Protection Principles concerning the natural radioactivity of building materials, Radiation Protection 112, for Official Publications of the European Communities, Luxemburg. p. 40.
- Greeman, D. J., Rose, A. W. (1996): Factors controlling the emanation of radon and thoron in soils of the eastern U.S.A.-*Chemical Geology*, Vol. 129, pp. 1-14.
- Goldstein, J. I. (1992): Scanning Electron Microscopy and Microanalysy. 2nd Edition-Plenum Press, New York, London
- Hamilton, E. I. (1971) The relative radioactivity of building materials. *Am. Ind. Hyg. Ass. J.* p. 32, 298.
- Hampson, S. E., Andrews, J.A., Lee, M. E., Foster, L. S., Glasgow, R. E., Lichtenstein, E. (1998) Lay understanding of synergistic risk: the case of radon and cigarette smoking. *Risk Analysis* 18 (3), pp. 343-350.
- Hewamanna, R., Sumithrarachchi, C. S., Mahawatte, P., Nanayakkara, H. L. C., Ratnayake, H. C. (2001): Natural radioactivity and gamma dose from Sri Lankan clay bricks used in building construction. *Applied Radiation and Isotopes*; 54, pp. 365-369.
- International Commission on Radiological Protection. Protection against ²²²Rn at home and at work. *ICRP Publication 65 (Oxford: Pergamon Press)* (1994).
- Jobbágy, V. (2007): NORM anyagok radionuklid koncentrációját és emanációját befolyásoló paraméterek vizsgálata építőipari felhasználhatóság szempontjából, *Doktori értekezés, Pannon Egyetem, Radiokémiai Intézeti Tanszék*, p. 130.

- Jedrychowski, W., Flak, E., Wesolowski, J., Liu, K.S., (1995): Relation between residential radon concentrations and housing characteristics. The Cracow Study. *Central European Journal of Public Health* 3 (3), pp. 150-160.
- Khatibeh, J. A. H., Maly, A., Ahmad, N., Matiullah, (1997): Natural radioactivity in Jordanian construction materials, *Radiation Protection Dosimetry*, 69, 2, pp. 143-147.
- Kiss, Á., Horváth, Á., Babák Gy., (2001) Környezet fizika, *egyetemi jegyzet*, p. 88.
- Kovács, F. (1998): A barnaszén erőművekben keletkező maradék anyagok jellemzői és hasznosítása. *Magyar Energetika*, 1998/2. szám pp.31-36.
- Kovler, K., Haquin, G., Manasherov, V., Ne'eman, E., Lavi, N. (2002): Natural radionuclides in building materials available in Israel. *Building and Environment*, Vol. 37, pp. 531-537.
- Kovler, K., (2009): Radiological constraints of using building materials and industrial by-products in construction. *Construction and Building Materials*, 23. pp. 246-253.
- Köteles, Gy. (1994): A radon a környezetünkben. *Fizikai szemle* 1994/6, pp. 233-240.
- Kumar, A., Kumar, M., Singh, B., Singh, S., (2003): Natural activities of ^{238}U , ^{232}Th and ^{40}K in some Indian building materials. *Radiation Measurements*; 36, pp. 465-469.
- Kumar, V., Ramachandran, T. V., Prasad, R. (1999): Natural radioactivity of Indian building materials and by-products. *Applied Radiation and isotopes* 51. pp. 93-96.
- Krieger, R., (1981): Radioactivity of construction materials, *Betonwerk Fertigteil Techn.* 47. pp. 468.
- Lengyel, A. (2005): Kohászati salakok (Másodlagos nyersanyagok az útépitésben), szerkesztő: Gáspár L, IHU Kht., Budapest
- Lévesque, B., Gauvin, D., McGregor, R., Martel, R., Gingras, S., Dontigny, A., Walker, W.B., Lajoie, P., Létourneau, E., (1997): Radon in residences: influences of geological and housing characteristics. *Health Physics* 72 (6), pp. 907-914.
- Majoros, Gy. (1993): A mecseki liász kőszén radioaktív-elem tartalom. *Specimina Geographica*, Pécs, 1993/3, pp. 47-51.
- Markkanen, M., Arvela, H. (1992): Radon emanation from soils. – *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 45, No. 1/4, pp. 269-272.
- Marx, Gy. (1996): Atommagközelben, *Mozaik Oktatási Stúdió*, Szeged
- Megumi, K., Mamuro, T. (1974): Emanation and exhalation of radon and thoron gases from soil particles. – *J. Geophys. Res.*, 79, 3357. in: Nazaroff, W.W. and Nero, A.V.JR. (1988): Radon and its decay products in indoor air. – *John Wiley&Sons, New York*, p. 518.

- Nazaroff, W. W., Nero, A. V. Jr. (1988): Radon and its decay products in indoor air. John Wiley&Sons, New York, p. 518.
- Németh, Cs., Somlai, J., Kanyár, B. (2000): Estimation of external irradiation of children due to the use of coal-slag as building material in Tatabánya, Hungary. *Journal of Environmental Radioactivity* 51 (2000) pp. 371-378.
- Nikl, I. (1999): A népesség természetes forrásokból eredő sugárterhelése. *Egészségtudomány*, 43, pp. 29-35
- Nuclides 2000
- Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), (1979): Exposure to radiation from the natural radioactivity in building materials. Report by a group of experts of the OECD Nuclear Energy agency, OECD, Paris
- Papp, Z., and Dezső, Z. (2003): Estimate of the dose increment due to outdoor exposure to gamma rays from uranium progeny deposited on the soil around a coal-fired power plant in Ajka town, Hungary. *Health Phys.* 84. pp. 709-717.
- Patkós, A. (2007): Kozmológia: az Univerzum történetének tudománya. *Magyar Tudomány*, 2004/6 pp. 732.
- Petropoulos, N. P., Anagnostakis, M. J., Simopoulos, S. E. (2001): Building materials radon exhalation rate: ERRICCA intercomparison exercise results. *The Science of the Total Environment*. Vol. 272, pp.: 109-118.
- Schuman, R. R., Gundersen, L. C. S. (1996): Geologic and climatic controls on the radon emanation coefficient–*Environment International*, Vol. 22, Suppl. 1, pp. S439-S446.
- Radosys user manual (2008): Introduction to the radosys system, pp. 155.
- Somlai, J., Lendvai, Z., Németh, Cs., Bodnár, R. (1997): Dose contribution from school buildings containing coal slag insulation with elevated concentration of natural radionuclides. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 218, pp. 61–63.
- Somali, J., Horvath, M., Kanyar, B., Lendvai, Z., Nemeth, C.S. (1998): Radiation hazards of coal-slag as building material in Tatabánya Town (Hungary). *Health Phys.* 75, pp. 648–651.
- Somlai, J., Tarján, S., Kanyár, B. (2000): “A bomlás virágai” Radioaktív sugárzások és környezetünk, Energia Klub Környezetvédelmi Egyesület, Budapest, pp. 40
- Somlai, J., Jobbágy, V., Németh, C., Gorjánác, Z., Kávási, N., Kovács, T. (2006): Radiation Dose from Coal Slag used as Building Material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiation Protection Dosimetry*, 118., 1., pp. 82-87.
- Szabó, ZS., (2009): Radon- és toroneloszlás vizsgálata a Zsámbéki Medence északkeleti részén, *Diplomadolgozat*, pp. 57.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (1993)

US EPA (United States Environmental Protection Agency), (1992): Technical support document for the 1992 citizen's guide to radon (EPA 400-R-92-011). *US Environmental Protection Agency*, Washington, D.C.

Várhegyi, A., (2001): Gamma sugárzás mérés hordozható radiométerrel, *Metodikai leírások terepi műszerekhez*, Mecsekérc környezetvédelmi Zrt.

Wanner, H. U. (1993): Sources of pollutants in indoor air. *IARC Scientific Publications*, 109, pp. 19-30.

Internetes hivatkozások:

(ludens.elte.hu/~akos/sflab).

http://www.downtheyellowcakeroad.org/userfiles/image/Thorium_232_DChn_Graphic_900x675.png

http://www.downtheyellowcakeroad.org/userfiles/image/Uranium_238_DChn_Graphic_900x675.png